



## **Fremstilling af et højværdisubstrat til biogasproduktion ved sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation vha. Ecogiteknologien**

**Møller, Jacob; Naroznova, Irina; Scheutz, Charlotte; Foged Larsen, Bjarne; Peter Jensen, Jens**

*Publication date:*  
2016

*Document Version*  
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Møller, J., Naroznova, I., Scheutz, C., Foged Larsen, B., & Peter Jensen, J. (2016). *Fremstilling af et højværdisubstrat til biogasproduktion ved sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation vha. Ecogiteknologien*. Miljøstyrelsen. <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/11/978-87-93529-28-1.pdf>

---

### **General rights**

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Miljø- og  
Fødevareministeriet  
Miljøstyrelsen

# Fremstilling af et højværdisubstrat til biogasproduktion ved sampulpning af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation vha. Ecogi- teknologien

Miljøprojekt nr. 1891

November 2016

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

DTU Miljø: Jacob Møller, Irina Naroznova og  
Charlotte Scheutz

BF Larsen: Bjarne Foged Larsen

KomTek Miljø af 2012 A/S: Jens Peter Jensen

Grafiker/bureau: Bjarne Foged Larsen

Fotos: Bjarne Foged Larsen

ISBN: 978-87-93529-28-1

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

# Indhold

<b>Forord.....</b>	<b>4</b>
<b>1. Introduktion og formål.....</b>	<b>5</b>
<b>2. Metoder og forudsætninger .....</b>	<b>6</b>
2.1 Fuldskalaforsøg.....	6
2.2 Måling af biometanpotentialt .....	8
2.3 LCA af pulpning af have/parkaffald med Ecogi-teknologien.....	9
2.4 Potentiale for bioforgasningsegnet have/parkaffaldspotentiale fra separate indsamlingsordninger i Danmark .....	10
<b>3. Resultater .....</b>	<b>11</b>
3.1 Fuldskalaforsøg.....	11
3.2 Måling af biometanpotentialt .....	14
3.3 LCA af pulpning af have/parkaffald med Ecogi-teknologien.....	14
3.4 Potentiale for bioforgasningsegnet have/parkaffaldspotentiale fra separate indsamlingsordninger i Danmark .....	17
<b>4. Samlede konklusioner .....</b>	<b>19</b>
 <b>Bilag 1: Pulpning af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien.....</b>	 <b>21</b>
<b>Bilag 2: LCA af pulpning af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien.....</b>	<b>77</b>

# Forord

Denne rapport udgør slutrapportering til Miljøstyrelsen af projektet ”Fremstilling af et højværdisubstrat til biogasproduktion ved sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation vha. Ecogi-teknologien”. Projektet, som blev støttet af Program for Grøn Teknologi, blev udført i perioden marts 2014 til november 2015 i et samarbejde mellem Komtek Miljø af 2012 A/S (projektleder), DTU Miljø og Vestforbrænding A/S.

I projektet indgik fuldskalaforsøg med sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation vha. Ecogi-teknologien, laboratorieforsøg for at bestemme biometanpotentialer i pulpen, fremstillet i fuldskalaforsøg samt en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af denne behandlingsmetode set i forhold til andre måder at håndtere have/parkaffald.

Rapporten består af en kort hovedrapport, hvor de væsentligste metodeaspekter, forudsætninger, resultater og konklusioner fra fuldskalaforsøg, laboratorieforsøg og miljøvurderingen er sammenstillet. Desuden forefindes der et afsnit om potentialet i Danmark for indsamling af bioforgasningsegnet have/parkaffald.

En detaljeret beskrivelse af fuldskalaforsøg, laboratorieforsøg og miljøvurdering findes i to bilag til hovedrapporten. Bilagene, som er fremstillet med henblik på at kunne læses som selvstændige rapporter, omhandler hhv. fuldskalaforsøg og laboratorieforsøg (Bilag 1 ”Pulping af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien”) og miljøvurderingen (Bilag 2 ”LCA af pulping af have/parkaffald med Ecogi-teknologien”).

Komtek Miljø af 2012 A/S forestod projektets fuldskalaforsøg med sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation samt var ansvarlig for analyser og dataindsamling fra disse forsøg. Vestforbrænding A/S stod for affaldsleverancer. DTU miljø var ansvarlig for udførelse af miljøvurderingen (LCA'en) og var desuden ansvarlig for udførelse af laboratorieforsøg til bestemmelse af biogaspotentialer.

Projektet fulgtes af en styregruppe, som bestod af:

Linda Bagge, Miljøstyrelsen (formand)  
Michael Stöckler, Videncenter for landbrug – Bioenergi  
Inge Werther, DAKOFA

I styregruppen indgik ligeledes medlemmerne af projektgruppen:

Jens Peter Jensen, KomTek Miljø af 2012 A/S  
Bjarne F. Larsen, BF Larsen  
Jacob Møller, Irina Naroznova og Charlotte Scheutz, DTU Miljø  
Alan Sørensen, Vestforbrænding A/S senere erstattet af Kirsten Bojsen,  
Vestforbrænding A/S

# 1. Introduktion og formål

I dag er den primære behandlingsform for have/parkaffald kompostering i miler eller direkte udspredning på landbrugsjord, hvorved en del af affaldets energiindhold tabes. Et alternativt til kompostering af løvfraktionen fra have/parkaffald er bioforgasning, hvorved der dannes metan, der kan udnyttes til energiformål.

Laboratorieforsøg har påvist, at have/ parkaffald kan bioforgasses, men der er behov for at demonstrere i fuldskalafor søg, at det er teknisk muligt at fremstille et egnet substrat, hvor have/parkaffald indgår. I nærværende projekt benyttes en nyudviklet teknologi (Ecogi) til pulpning af organiske affaldsfraktioner til at pulpe have/parkaffald med kildesorteret organisk dagrenovation (KOD), efterfølgende betegnet som sampulping.

På baggrund af disse fuldskalafor søg med sampulping af forskellige blandingsforhold af have/parkaffald og KOD blev kvaliteten af pulpen undersøgt mht. driftsmæssige parametre som pumpbarhed og indhold af urenheder. Pulpens biometanpotentiale (BMP) blev bestemt vha. laboratorieforsøg. På den måde blev der skabt et dataset, som beskriver potentialet for sampulping af have/parkaffald og KOD, og som ligger til grund for den udførte miljøvurdering.

Det overordnede formål med projektet var at undersøge de tekniske og miljømæssige muligheder og begrænsninger ved at anvende den letomsættelige del af have/parkaffald i biogasproduktion efter forbehandling, bestående af sampulping med KOD. Dette blev gjort vha. fuldskalafor søg, laboratorieforsøg samt en livscyklusbaseret miljøvurdering.

I det overordnede formål indgik der følgende delmål:

- at bestemme det optimale blandingsforhold mellem have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation ved at udføre fuldskalafor søg i KomTeks Ecogi-biopulper
- at undersøge kvaliteten af biopulp, fremstillet af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation, med henblik på bioforgasning og anvendelse af afgasset biomasse på landbrugsjord.
- at undersøge sammensætning og kvalitet af rejekt ved anvendelse af en fastlagt test. Et primært mål var at bestemme mængden af have/parkaffald i rejektet, dvs. den del af have/parkaffaldet, der ikke udvindes ved behandlingen
- at udføre en miljøvurdering af behandling af have/parkaffald ved biopulping og efterfølgende bioforgasning og anvendelse af den afgassede biomasse på landbrugsjord.

## 2. Metoder og forudsætninger

### 2.1 Fuldskalaforsøg

I projektet er det valgt at gennemføre et større antal testkørsler på Ecogi anlægget for at se, hvorledes have/parkaffald, indsamlet i to forskellige indsamlingssystemer, kan oparbejdes, og om der kan konstateres forskellige effekter som følge af årstidsvariation. For at måle dette blev der i alt gennemført 39 pulpninger fordelt på 13 batcher over i alt 3 testserier.

I projektet er der brugt følgende definitioner, der alle er yderligere uddybet i bilag 1 ”Pulping af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien”:

- Testserie: er definitionen på de 3 forskellige testserier, der blev gennemført henholdsvis i juni, september og oktober 2014.
- Test: er definitionen på en testkørsel med en bestemt affaldssammensætning. F.eks. blev der i testserie nr. 1 udført forsøg med 5 forskellige tests, hvor tilsætning af forbehandlet have/parkaffald til kildesorteret organisk dagrenovation gradvis øgedes.
- Batch nr.: er definitionen på, hvilken specifik test, der blev gennemført. Dette skyldes, at der i hver test blev gennemført forsøg med to forskellige former for have/parkaffald (HPA). En HPA-prøve blev indsamlet direkte fra borgerne, og en anden blev hentet fra en genbrugsplads. En batch blev udført således, at Ecogi anlægget foretog 3 pulpninger med hver 2,0-2,5 ton affald på det enkelte batchnummer.
- Pulping nr.: er et forløbende nummer for den enkelte pulping, der blev gennemført.
- Blandinger: I forsøget blev gennemført tests på to forskellige typer have/parkaffald (HPA) samt en type kildesorteret organisk dagrenovation (KOD).
- a. HPA – spand blev indsamlet direkte fra borgene i en separat spand.
  - b. HPA – plads blev indsamlet på genbrugsplads, efter at borgeren havde aflæst det.
  - c. KOD er kildesorteret organisk dagrenovation, der blev indsamlet som en repræsentativ blanding fra Vestforbrændings opland.
- Biopulp: er det produkt, der produceres ved behandling af organisk affald i Ecogi anlægget, og som er velegnet til brug som energikilde i et biogasanlæg.
- Rejekt: er den restfraktion, som separeres fra affaldet ved processen i Ecogi anlægget. Rejektet består primært af plast, tekstiler, træ og metaller. Rejektet bortskaffes til forbrænding.

Alle analyser i hver batch er således gennemført på prøver, der blev udtaget repræsentativt ved behandling af ca. 6 ton behandlet affald.

Der er i forbindelse med projektet gennemført 3 forskellige analyseserier:

1. Målinger og kvantificering af biopulp og rejekt på eget laboratorium for at fastlægge kvaliteten af de producerede produkter og opstille en massebalance for de forskellige strømme.
2. Måling af biogaspotentialitet.
3. Analyse for miljøfremmede stoffer og tungmetaller, som beskrevet i "Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål" – kaldet slambekendtgørelsen. Fremgangsmåde herfor beskrives ikke, men der henvises til selve bekendtgørelsen.

KomTek har i samarbejde med Teknologisk Institut udviklet og gennemprøvet en analysepakke for både biopulp og rejekt med det formål at kvantificere renhed i biopulpen, samt hvilke forskellige fraktioner rejektet indeholder.

Testen er senest anvendt ved ETV<sup>1</sup> verificering af Ecogi anlæggets performance, der er udført af Teknologiske Institut.

Prøverne blev udtaget til analyser gennem hele forsøgskørslen og blev udtaget 3 forskellige steder på Ecogi-anlægget.

Der blev udtaget prøver fra biopulpen, returvand fra rejekt-skruepressen og fra rejektet

For hver pulpning blev der udtaget 18 liter biopulp, der blev samlet i et kar med prøverne for alle 3 pulpninger, som en batch består af.

Fra dette kar blev der udtaget delprøver til de forskellige analyser. Prøver, der ikke blev analyseret straks, blev nedfrosset og efterfølgende analyseret.



PRØVETAGNING AF BIOPULP

<sup>1</sup> ETV: Environmental Technology Verification er en procedure støttet af EU, som skal fremme dokumentation af nye og innovative miljøteknologiers evne til at leve op til egne specifikationer. De nødvendige tests udføres af nationale "Verification bodies".





REJEKT FRA BATCHER

Rejektprøverne blev udtaget ved, at alt rejekt fra alle tre pulpnings blev udspreddt på gulvet således, at det ikke lå højere end 0,5 meter. Herefter blev der udtaget ca. 400 liter prøvemateriale, jævnt fordelt over hele partiet. Dette blev gjort ved, at en 90 liter balje blev fyldt ca. 75 % og efterfølgende blev den tømt i skovlen på en lille gummiged. Dette blev gjort i alt 6 gange.

Hvert "prøveudtag" blev udtaget skiftevis fra overfladen, midten og i bunden af det udspreddte lag med et ikke spids "kartoffelgreb" med ca. 4 cm mellem tænderne (ca. 5 liter pr. tag), hvilket vil sige, at der blev taget ca. 80 delprøver af hele partiet.

Analyser, der blev udført direkte hos KomTek, blev gennemførtes således:

Tørstof og gløderestmålinger blev udført efter DS 204 med en prøvemængde på op til 2.000 gram, hvor tørretiden i oven har været op til 48 timer, inden analyserne/prøverne var 100 % udtørret.

Densiteten af væsken blev bestemt ved at veje et 500 ml højt smalt måleglas (Ø30 mm).

Densiteten af rå have/parkaffald og rejekt blev bestemt ved at veje et 60 liter fyldt kar, der blev fyldt, uden at prøven blev sammentrykket.

Renhed af Biopulp blev bestemt ved en fremgangsmåde, udviklet til ETV-test af Ecogi-anlægget, ved at 1,00 liter blev vasket med lunket vand på et 1,3 mm sold. Partikler større end 1,3 mm blev herefter tørret ved 50 °C i 48 timer og derefter håndsorteret og vejat.

Indholdet af rejekt blev kvantificeret efter fremgangsmåden, udviklet til ETV-test, ved at det først blev vasket og derefter håndsorteret og tørret i forskellige fraktioner.

## 2.2 Måling af biometanpotential

Biometanpotential (BMP) i pulpen fra Ecogi-teknologien blev bestemt vha. laboratorieforsøg udført af DTU Miljø.

BMP repræsenterer den maksimale mængde metan, der kan produceres ud fra et substrat under optimale procesforhold (Angelidaki et al., 2009). BMP blev målt i prøver af biopulp fra Ecogi-teknologien, som havde sin oprindelse i forskellige blandingsforhold mellem have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Forsøgene blev udført ved anaerob inkubation af små mængder biopulp, inokuleret med et anaerobt inokulum. Forsøgene blev udført i glasflasker, forsynet med gastætte gummipropper, som beskrevet af Hansen et al. (2004). Inkubationstemperaturen var 55 °C. Metanproduktionen blev målt, indtil et plateau var nået, og forsøget blev afbrudt (efter 30-41 dage i forskellige forsøgsserier). Der blev udført to forskellige forsøgsopsætninger med forskellige typer have/parkaffald og blandingsforhold mellem have/parkaffald og KOD. Inokulum var ligeledes forskellige i de to forsøgsopsætninger.

I forsøgsopsætning 1 blev biopulpprøver analyseret fra den første testserie af fuldskalaforsøg med pulpning af have/parkaffald, udført i juni (batch 1-7). I forsøgsopsætning 2 blev prøver fra testserie 2 og 3, dvs. august og oktober (batch 10-12 og 13-15) analyseret. Hver prøve blev udført med tredobbelte replikater i flasker fyldt med 4 g VS biopulp/L. Som kontrolsubstrat benyttedes cellulose (Avicel pulver fra Fluka, Sigma-Aldrich).

I batch 1 blev KOD pulpet uden tilstedeværelse af have/parkaffald for at få et estimat af BMP fra KOD alene. Af driftstekniske grunde var det ikke muligt at udføre fuldskalaforsøgene med have/parkaffald alene uden iblanding af KOD, hvorfor der ikke findes BMP-tests af pulp, baseret på ren have/parkaffald.

### **2.3 LCA af pulpning af have/parkaffald med Ecogi-teknologien**

Livscyklusvurderingen blev udført som en såkaldt konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet blev opgjort. Vigtigt for konsekvens- LCA'en er benyttelse af marginale procesdata, dvs. data for de processer, som reelt påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.

Ved valg af LCIA-metoder (Life Cycle Impact Assessment) og miljøpåvirkningskategorier blev anbefalingerne i ILCD-håndbogen "Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" fulgt (EU-kommissionen, 2011).

Den funktionelle enhed er den ydelse, som affaldssystemet skal levere i alle scenarier, for at de er sammenlignelige. Den defineredes som:

- Behandling - med eller uden forbehandling vha. Ecogi-teknologien - inklusiv udnyttelse af energi og restprodukter af 1 ton (vådvægt) have/parkaffald indsamlet separat ved husstanden.

Livscyklusmodelleringen er gennemført med modellen EASETECH, der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet (Clavreul et al., 2014).

Miljøvurderingen blev udført som en scenarieundersøgelse, hvor behandling af den funktionelle enhed blev modelleret i fire scenarier, som derefter blev sammenlignet mht. potentielle miljøpåvirkninger. Hovedscenariet (scenarie 1) var forbehandling af have/parkaffald med Ecogi-teknologien og efterfølgende bioforgasning. Scenarie 2, 3 og 4 inkluderede hhv. kompostering, direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord samt forbrænding.

Ifølge de gældende regler for beregning af gødningsvirkning kan restprodukter, hvori der udelukkende indgår have/parkaffald, benyttes uden at tilskrives en gødningsvirkning (NaturErhvervsstyrelsen, 2015). Scenarierne med bioforgasning, kompostering og direkte udbringning af have/parkaffald er modelleret på denne måde, dvs. uden substitution af handelsgødning.

På grund af have/parkaffalds udprægede inhomogenitet blev det fravalgt at bygge affaldssammensætningen på de foreliggende direkte målinger på det indkomne affald, men i stedet anvende målinger på outputs fra pulpningerne til at regne tilbage til sammensætningen af det oprindelige affald.

Som beskrevet ovenfor blev biometanpotentialet (BMP) i pulpe fra Ecogi-teknologien bestemt vha. laboratorieforsøg. Disse tal indgik i modelleringen af scenarierne som et bud på, i hvor høj grad have/parkaffald kan danne baggrund for biogasproduktion.

De teknologier, som anvendes til modellering i projektet, bygger på oplysninger direkte fra anlæggene eller fra data i LCA-databaser, herunder EASETECH-databasen. Modellering af Ecogi-teknologien i EASETECH bygger på oplysninger fra fuldskalaforsøgene samt oplysninger fra Komtek A/S. De resterende teknologier stammer i overvejende grad fra EASETECH-databasen, som indeholder livscyklusopgørelser (LCI) fra en lang række konkrete anlæg, men også en række mere generiske moduler. Til at modellere udbringning af kompost samt direkte udbringning af have/parkaffald til landbrugsjord blev der benyttet emissionsværdier, som gælder for østdanske

forhold på lerjord. Emissionskoefficienterne bygger på modelleringer med landbrugsmodellen DAISY udført af Institut for Jordbrug og Økologi på KU LIFE (Møller et al., 2011). Der foreligger ikke data i EASETECH-databasen for bioforgasning af have/parkaffald og efterfølgende brug af den afgassede biomasse på landbrugsjord. I stedet benyttedes derfor lignende data fra EASETECH-databasen, som beskriver bioforgasning af (KOD) og udbringning af afgasset biomasse på landbrugsjord.

## **2.4 Potentiale for bioforgasningseget have/parkaffald fra separate indsamlingsordninger i Danmark**

Som supplement til resultaterne i denne rapport blev det danske potentiale estimeret mht. mængderne af have/parkaffald, som er egnet til bioforgasning efter en relevant forbehandling som f.eks. Ecogi-teknologien. Det var dog ikke hensigten at udføre en detaljeret undersøgelse byggende på landsdækkende data, indhentet fra et større antal kommuner. I stedet benyttedes data genereret i projektet, som stammer fra Vejle Kommune, der leverede have/parkaffald til fuldskalaforsøgene. På baggrund af disse data opskaleredes mængderne til landsplan. De resulterende tal er således kun valide i det omfang, Vejle Kommune er repræsentativ for landets resterende kommuner mht. mængder af have/parkaffald.

Som beskrevet nedenfor i afsnit 3.1 viste det sig, at have/parkaffald fra genbrugspladser ikke var egnet til sampulping med kildesorteret organisk dagrenovation og derfor ikke kunne behandles med Ecogi-teknologien. Som substrat til biogasproduktion er det derfor alene have/parkaffald fra henteordninger ved husholdningerne, som er omfattet, og hvis egnethed er påvist ved forbehandling vha. Ecogi-teknologien og efterfølgende måling af biometanpotentialet. Denne rapport vurderer derfor kun potentialet for indsamlede mængder og biogasproduktion fra indsamlingsordninger i form af henteordninger og ikke fra bringeordninger

# 3. Resultater

## 3.1 Fuldskalaforsøg

Projektet blev gennemført med 3 testserier i juni, september og oktober 2014. I hver testserie blev der først kørt en batch (bestående af 3 pulpnings) med rent KOD som reference. Første testserie blev gennemført med både tilsætning af have/parkaffald (HPA) fra spand og fra plads, mens de 2 efterfølgende udelukkende foregik med tilsætning fra HPA-spand. Det viste sig under første testserie, at det var uhensigtsmæssigt at pulpe HPA-plads, der er delfraktion udvundet fra have/park affald, som normalt leveres til genbrugspladser.

Selvom det i forsøget blev tilstræbt at indhente have-park affald så frisk som muligt med et mål om, at dette højst måtte ligge 14 dage, inden det blev behandlet, viste det sig, at det let omsættelige organiske indhold af blade og græs blev omsat så hurtigt, at askeindholdet blev meget højt inden det blev sammenblandet med KOD og pulpet. Dette medførte, at pulpen blev meget vanskeligt at pumpe rundt i rørsystemet, med det resultat at rør med videre blev tilstoppet i selve Ecogi anlægget.

Modsat viste det sig, at haveaffald indsamlet i spand hos den enkelte borger, indeholdt mere organisk materiale pr. kg tørstof, selv om disse spande kun tømmes hver 4. uge, og materialet var ca. 14 dage ældre, inden det indgik i testen.

**TØRSTOFINDHOLD OG ASKEINDHOLD I HHV. HPA-SPAND (FRA INDSAMLINGSORDNING) OG HPA-PLADS (FRA GENBRUGSPADS).**

	<b>Tørstof %</b>	<b>Aske % af TS</b>
<b>HPA spand</b>	42,6	29,8
<b>HPA plads</b>	67	66,6

Der blev derfor, grundet de tekniske vanskeligheder med, at anlæggets rørsystem blev tilstoppet med mineralske partikler, ikke gennemført de planlagte batcher med 100 % have/parkaffald. Ligeledes blev testserierne nr. 2 og 3 re-planlagt til udelukkende at gennemføres med batcher med henholdsvis 25 og 50 % tilsætning af HPA-spand til KOD.

Testserie nr. 2 og 3 gav intet signifikant resultat, der kan påvise et optimalt blandingsforhold mellem KOD og have/parkaffald.

Det kan dog konstateres, at tabet af HPA til rejekt fra tests med tilsætning af både 25 og 50 % have/parkaffald var relativt ens - mellem 5 og 14 %. Variationen skyldtes sandsynligvis forskel på det reelle indhold af haveaffald i spandene fra borgerne mellem de forskellige serier.

Det optimale blandingsforhold skal således findes i mængden af aske eller mineraliseret have/parkaffald, som giver tilstopning af Ecogi-anlægget. Askeindholdet stiger jo ældre have/parkaffald, der behandles. Konklusionen er derfor, at jo ældre have/parkaffald, der behandles, jo mindre kan der iblandes.

KomTek Miljø, der ejer og driver Ecogi-anlægget, anbefaler ud fra et driftsteknisk synspunkt, at HPA andelen holdes under 25 %.

## Kvalitet

Kvaliteten af den biopulp, der blev produceret, var relativt ens uanset hvor meget have/parkaffald, der blev iblandet. Nedenstående tabeller viser hhv. indholdet af næringsstoffer og tungmetaller i de enkelte batcher.

### ANALYSER FOR NÆRINGSSTOFFER I UDVALGTE BATCHER.

	Batch 1 100 % KOD	Batch 10 100 % KOD	Batch 13 100 % KOD	Batch 4 75 % HPA spand	Batch 12 50 % HPA spand	Batch 15 50 % HPA spand
Mg/kg TS						
Kvælstof	26.000	26.000	25.000	21.000	21.000	17.000
Fosfor	4.600	2.800	3.800	2.400	2.900	2.200

### ANALYSE FOR TUNGMETALLER I UDVALGTE BATCHER.

	Grænse -værdi	Batch 1 100 % KOD	Batch 10 100 % KOD	Batch 13 100 % KOD	Batch 4 75 % HPA spand	Batch 12 50 % HPA spand	Batch 15 50 % HPA spand
Mg/kg TS							
Bly	120	4,6	4,4	9,8	11	11	71
Cadmium	0,8	0,21	0,15	0,1	0,15	0,21	0,12
Chrom	100	6,7	8	4,8	13	18	8,4
Kobber	1000	26	31	25	23	37	20
Nikkel	30	5,1	31	2,7	7,8	10	6,3
Zink	4000	97	84	71	89	110	65
Kviksølv	0,8	<0,02	0,02	<0,02	0,047	0,03	0,035
PAH	3	2,3	0,27	0,07	3,2	0,42	0,14
NPE	10	0,56	7,8	0,51	0,26	8	0,4
DEHP	50	14	25	6,2	15	12	6,3
LAS	1300	50	<50	<50	<50	<50	62

Værdi der er bemærkelsesværdig høj.

Grænseværdi overskredet.

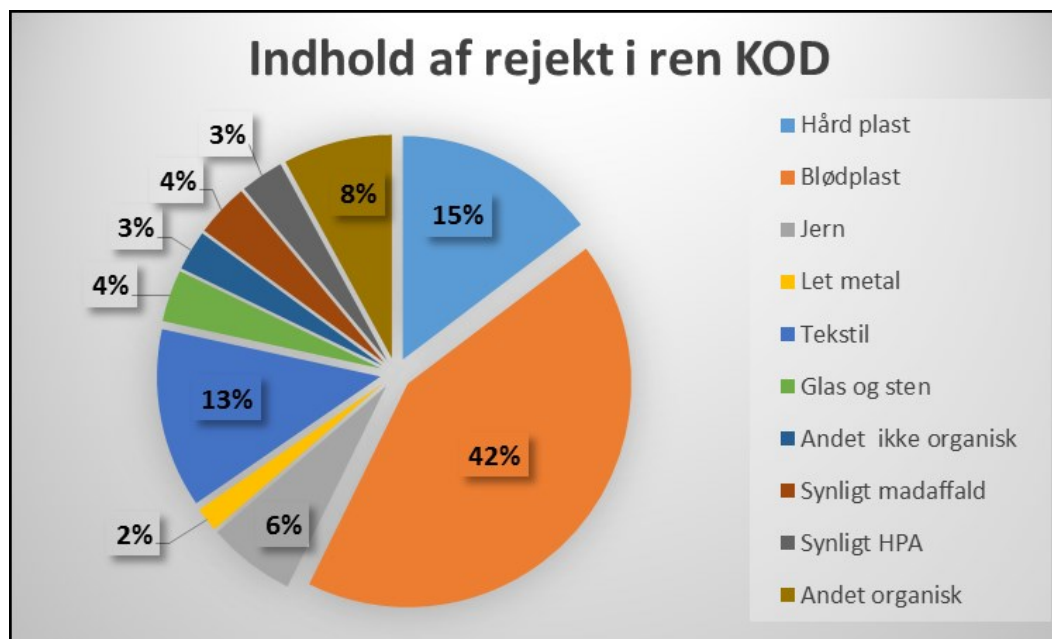
I testserie 2, batch nr. 10, overskrider nikkelindholdet grænseværdien for nikkel, angivet i slambekendtgørelse. Det skal dog bemærkes, at der intet forhøjet nikkelindhold ses i batch 12, hvor samme KOD er behandlet med 50 % HPA-spand.

Indholdet af miljøfremmede stoffer, PAH i batch 1 og NPE i batch 10, er relative høje og tæt på grænseværdierne, hvilken dog vurderes at være korrekt, da indholdet af PAH og NPE også er relative høje i analyser af KOD og 50 % HPA spand. Erfaringer hos KomTek Miljø fra tidligere analyser på f.eks. muldjord med et højt indhold af frisk kompost viser, at de naturlige organiske fraktioner sommetider kan give interferens i analyser med PAH.

Analyser er foretaget af Højvang Laboratorier A/S lab. Rep. 1424-746-01, 1438-661-01, 1443-807-01.

## Rejekt

Der er i gennemsnit ud af de ca. 18 ton KOD, der er behandlet, produceret 58,5 kg rejekt målt i tørstof pr. ton våd KOD.



DIAGRAMMET VISER FORDELINGEN AF FORSKELLIGE FRAKTIONER, DER BLEV FUNDET I REJEKTET SOM ET GENNEMSNIT AF DE 3 TESTSERIER, DER BLEV GENNEMFØRT.

Det ses ved analysering af rejektet, at Ecogi-anlægget evner at (mekanisk) nedbryde størstedelen af det have/parkaffald, der iblandes, idet kun mellem 8 og 20 % genfindes i rejektet. Resten findes som organisk indhold i den producerede biopulp. Det skal bemærkes, at størstedelen af det have/parkaffald, som blev fundet i rejekt, var stykker fra større grene, som ikke kan betegnes som let omsættelig biomasse.

Nedenstående tabel viser mængden af have/parkaffald, der er iblandet de enkelte batcher og den mængde, der er genfundet i rejekt.

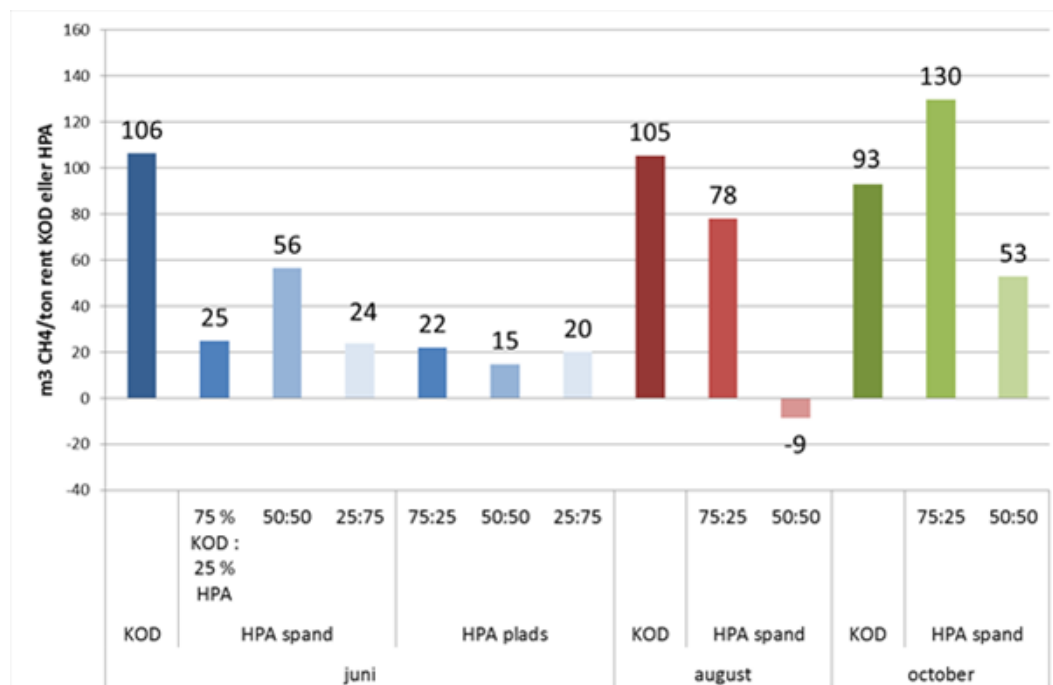
### MÆNGDEN AF HPA I REJEKTET.

Udnyttelse af HPA, målt i TS	Batch nummer					
	2	4	11	12	14	15
HPA i input	660	1290	770	1560	750	1530
HPA i rejekt kg (TS)	55,2	90	151,8	182,4	72,6	140,4
Udnyttelse af HPA	92 %	93 %	80 %	88 %	90 %	91 %

### 3.2 Måling af biometanpotentiale

Måling af BMP blev gennemført af DTU miljø. De målte værdier ligger meget tæt på resultater, Teknologiske Institut tidligere har målt på forskellige typer KOD, der er behandlet på Ecogi.

Den følgende figur viser de målte BMP omregnet til Nm<sup>3</sup> metan per ton behandlet have/parkaffald eller KOD.



SPECIFIK METANPRODUKTION UDTRYKT SOM M<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> PER TON RENT HAVE/PARKAFFALD (HPA) ELLER KOD, SOM BLEV TILFØRT PULPEREN.

Som det kan ses af figuren, er resultaterne for have/parkaffald kun konsistente i juniserien. I de to andre testserier kan der ikke observeres en fælles tendens. Den negative værdi fra testserien i august (-9 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/ton haveaffald) og en alt for høj værdi fra testserie i oktober (130 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/ton haveaffald) kunne tyde på hæmmende eller synergieffekter, men på grund af manglende data kan der ikke drages så vidtrækkende en konklusion. Der bliver derfor kun benyttet BMP-målinger fra testserien i juni (i gennemsnit 35 m<sup>3</sup> metan/ton HPA-spand) til at modellere pulpning af have/parkaffald; for august og oktober testserien benyttes i stedet BMP-værdier beregnet på baggrund af teoretisk antagelser om sammensætning af have/parkaffald.

### 3.3 LCA af pulpning af have/parkaffald med Ecogi-teknologien

På baggrund af livscyklusopgørelserne blev de forskellige scenarier modelleret vha. LCA-modellen EASETECH, og de potentielle miljøpåvirkninger inklusiv påvirkningskategorierne for udnyttelse af abiotiske ressourcer (fossile samt grundstoffer) opgjort. Påvirkningskategorierne falder i følgende tre grupper:

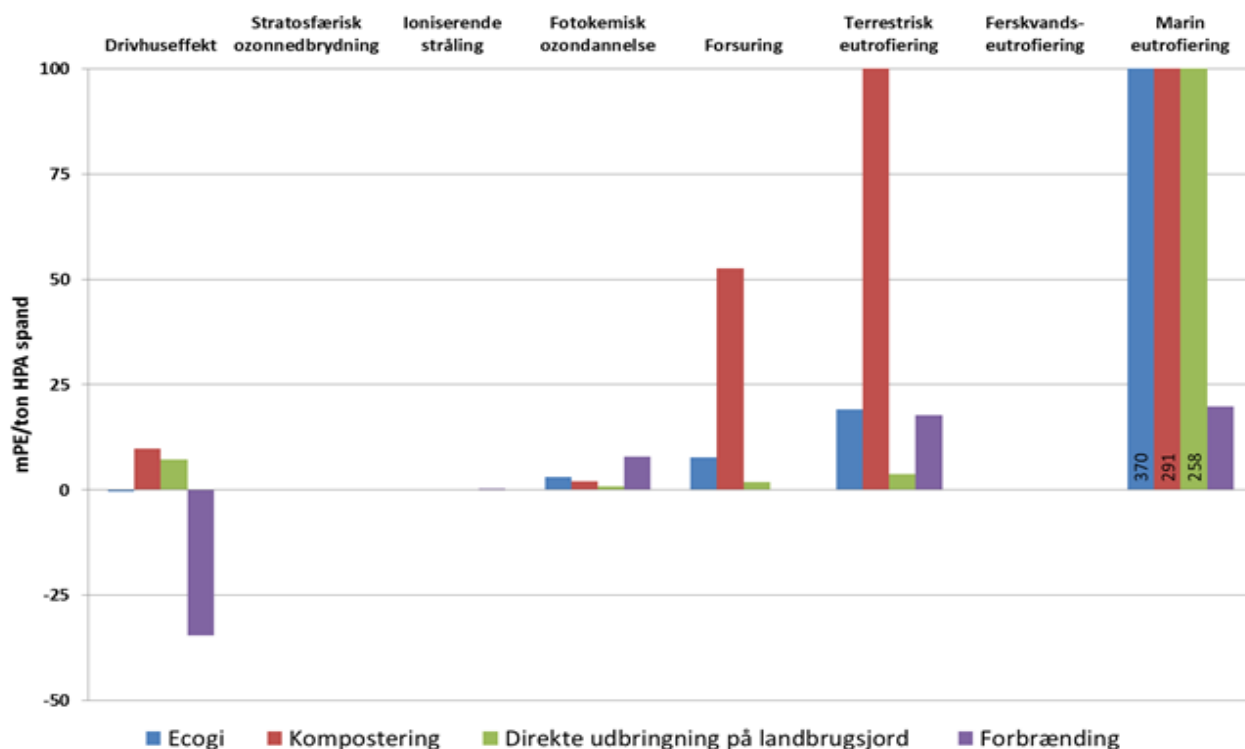
- "Generelle" potentielle miljøpåvirkninger: drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling, fotokemisk ozondannelse, forsuring, terrestrisk eutrofiering, ferskvandseutrofiering og marineutrofiering
- Toksiske potentielle miljøpåvirkninger: humantoksicitet - cancerteffekter; humantoksicitet – non cancerteffekter; økotoksicitet og effekt af partikler
- Ressourceforbrug: abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer

Det gøres opmærksom på, at der ved tolkning af resultater bør skelnes mellem disse typer af påvirkningskategorier. Især med hensyn til de toksiske påvirkningskategorier er der så stor metodemæssig usikkerhed forbundet med karakterisering og normalisering af emissioner, at det i nærværende projekt er valgt ikke at drage konklusioner om forskelle mellem scenarier alene baseret på potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske kategorier. Der henvises til selve rapporten i Bilag 2 for en mere detaljeret gennemgang af de toksiske resultater.

De potentielle miljøpåvirkninger vises som normaliserede værdier målt i (milli)personækvivalenter (mPE) for den samlede behandlede affaldsmængde. Én personækvivalent (PE) svarer til den årlige belastning (fra alle personens aktiviteter også uden for affaldssystemet) fra én gennemsnitsperson i den pågældende miljøpåvirkningskategori.

På nedenstående figur vises de "generelle" potentielle miljøpåvirkninger for de fire scenarier. Hovedscenariet (scenarie 1) var forbehandling af have/parkaffald med Ecogi-teknologien og efterfølgende bioforgasning. Scenarie 2, 3 og 4 inkluderede hhv. kompostering, direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord samt forbrænding.

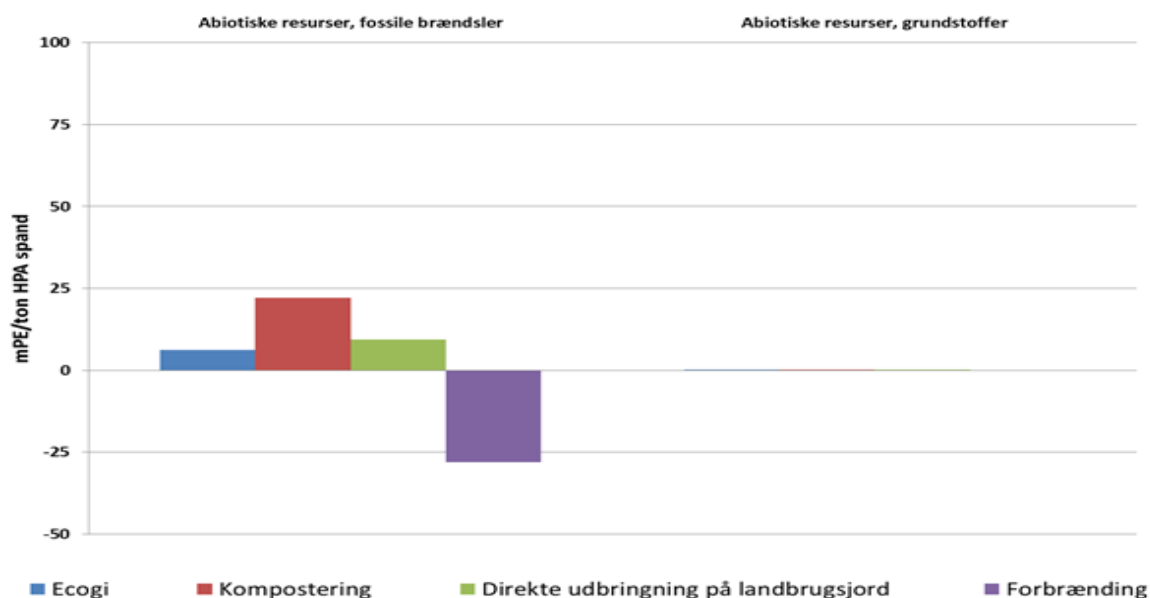
Med hensyn til drivhuseffekt lå scenarie 1 "Ecogi" meget tæt på nul, idet der var en meget lille nettomiljøbesparelse på ca. -1 mPE/ton have/parkaffald behandlet (svarende til -8 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton). Scenarie 2 "Kompostering" og scenarie 3 "Direkte udbringning på landbrugsjord" udviste derimod nettomiljøbelastninger på hhv. 10 og 8 mPE/ton have/parkaffald behandlet (svarende til 81 og 65 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton). I scenarie 4 "Forbrænding" var der en nettomiljøbesparelse på ca. -30 mPE/ton have/parkaffald behandlet (svarende til ca. 243 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton).



SAMLEDE "GENERELLE" POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER I DE FIRE SCENARIER. I KATEGORIEN "MARIN EUTROFIERING" ER SØJLERNES HØJDE ANGIVET MED TAL FOR IKKE AT SKÆVVRIDE GRAFEN.



Forbrug af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer er vist i nedenstående figur. Forbruget af grundstoffer er praktisk taget nul, hvorimod der er et mindre nettoforbrug af fossile brændsler i scenarie 1, 2 og 3. Scenarie 4, som er forbrændingsscenariet, har en nettobesparelse på ca. -26 mPE/ton have/parkaffald.



**SAMLET FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER I FORM AF FOSSILE BRÆNDSLER OG GRUNDSTOFFER I DE FIRE SCENARIER.**

### Følsomhedsanalyser

Resultaterne af miljøvurderingen bygger på en lang række antagelser og forudsætninger, der ligger til grund for modelleringen af behandlingssystemerne. For at undersøge i hvor høj grad miljøvurderingens resultater er robuste, dvs. at scenarierne ikke ændrer rangorden ved ændring af forudsætninger, udførtes et antal følsomhedsanalyser. Baseret på resultaterne i samt generel viden om de faktorer som har betydning for affalds-LCA'er, udvalgte fem følsomhedsanalyser, heraf tre relateret til parametre i forbindelse med behandlingsteknologierne og de resterende to til de bagvedliggende systemer.

Samlet set var miljøvurderingen robust over for de fleste ændringer, men miljøvurdering viste sig dog at være følsom over for ændringer i et antal forudsætninger, som inkluderede ammoniakemissioner på komposteringsanlæg samt forudsætninger om brændselstyper i det bagvedliggende energisystem.

### 3.4 Potentiale for bioforgasningseget have/parkaffaldspotentiale fra separate indsamlingsordninger i Danmark

I tabellen vises 2014-tal for mængden af have/parkaffald i Vejle Kommune samt det tilhørende befolkningsgrundlag (data er stillet til rådighed af Vejle Kommune). Som det fremgår, sker langt den største del af indsamling af have/parkaffald fra parcelhuse, hvor der er opstillet ca. 11.815 beholdere, men der er ligeledes implementeret en indsamlingsordning for etageejendomme. Indsamlingen fra parcelhuse og etageejendomme sker med de samme skraldebiler, og det er derfor ikke muligt at adskille mængderne af have/parkaffald fra de to indsamlingsordninger.

Da der ikke umiddelbart er tilgængelige data for, hvor mange af kommunens 17.000 husstande i etageejendomme, som er inkluderet i indsamlingsordningen, kan man ikke direkte kvantificere potentialet for indsamling af have/parkaffald fra etageejendomme. Mængden, der indsamles fra etageejendomme skønnes dog at udgøre en lille del af den samlede mængde, idet det samlede volumen af have/parkaffaldsbeholdere ved etageejendomme i Vejle Kommune kun udgør ca. 6 % af det samlede volumen, der befinder sig ved parcelhuse (her er der anvendt et vægtet gennemsnit for beholderstørrelse ved parcelhuse på 235 l).

#### MÆNGDEN AF HAVE/PARKAFFALD SAMT BEFOLKNINGSGRUNDLAG I VEJLE KOMMUNE I 2014.

<b>Have/parkaffald fra indsamlingsordninger og genbrugsstationer</b>	<b>23.871 ton</b>
<b>Have/parkaffald fra indsamlingsordninger</b>	4.456 ton
<b>*Indsamlingsbeholdere ved parcelhuse o. lign.</b>	ca. 11.815 stk. (190-240 l)
<b>Indsamlingsbeholdere ved etageejendomme</b>	262 stk. (600 l)
<b>Indbyggere</b>	ca. 110.000
<b>Husstande i parcelhuse o. lign.</b>	ca. 33.000
<b>Husstande i etageejendomme</b>	ca. 17.000

\*Kommunen skønner, at ca. 90 % af beholderne er på 240 l. Indsamling sker 12 gange om året fra parcelhuse såvel som fra etageejendomme.

Under disse forudsætninger kan potentialet for indsamling af have/parkaffald fra parcelhuse o. lign. i Vejle estimeres til  $(4.456 \text{ ton} - 267 \text{ ton}) / 11.815 \text{ parcelhusstande} = 355 \text{ kg}$  bioforgasningseget have/parkaffald per parcelhus per år. Ved beregning af mængden af have/parkaffald fra etageejendomme er det antaget, at det samlede beholdervolumen er proportionalt med den indsamlede mængde. Det bemærkes, at hvis alle Vejle Kommunes parcelhuse fik en indsamlingsbeholder, ville indsamlingspotentialet andrage ca. 11.715 ton per år, hvilket er mindre end halvdelen af kommunens samlede have/parkaffaldsmængde.

Ifølge Statistikbanken var der 1.155.592 parcelhuse/stuehuse i Danmark i 2014, hvilket giver et potentiale på ca. 410.000 ton bioforgasningseget have/parkaffald i hele landet under forudsætning af, at potentialet i Vejle Kommune er repræsentativt. Der gøres opmærksom på, at rækkehuse o.lign. ikke er inkluderet i denne beregning, hvilket formentlig leder til en underestimering af potentialet. Dette potentiale skal ses i relation til de 707.858 ton haveaffald produceret i 2012, som er blevet opgjort af Miljøstyrelsen vha. det nye affaldsdatasystem ADS (Miljøstyrelsen, 2014). Potentialet for indsamling (uden brug af genbrugspladser) af bioforgasningseget have/parkaffald er således væsentligt mindre end de allerede indsamlede mængder, som optræder i affaldsstatistikken.

Mængden af biogas (metan), som kan produceres fra denne mængde have/parkaffald, kan estimeres vha. BMP (35 m<sup>3</sup> metan/ton have/parkaffald som gennemsnit, se afsnit 3.2) og biogasanlæggets udnyttelsesgrad (76 % af BMP benyttedes i denne rapport). Under disse forudsætninger ville der kunne produceres ca. 11 millioner kubikmeter metangas (ca. 0,4 PJ), hvis alle parcelhuse i Danmark fik implementeret en indsamlingsordning for have/parkaffald. Hertil kommer en ukendt mængde bioforgasningseget have/parkaffald, som kan indsamles fra etageejendomme, som dog ifølge tallene fra Vejle mindst udgør 6 % af indsamlingspotentialet fra parcelhuse, hvilket andrager ca. 0,7 millioner kubikmeter metangas på landsplan.

## 4. Samlede konklusioner

Testen har vist, at det er fysisk muligt at behandle have/park affald sammen med kildesorteret dagrenovation i Ecogi-anlægget, uden at der tabes mere end 14 % af biomassen til rejekt. Dog har det vist sig, at have/park affald, der indsamles på genbrugsplades og køres til oparbejdning, begynder at kompostere så hurtigt, at det meste af det let omsættelige organiske materiale er omsat og optræder som mineraler allerede inden, det behandles i Ecogi anlægget med risiko for sediment i rør og tanke.

Have/park affald indsamlet i spande direkte ved husstanden har ikke samme askeindhold som det have/park affald, der er indsamlet via genbrugspladser, også selv om dette er 2-3 uger ældre. Hvilken må skyldes, at materialet i spanden ikke iltes på samme måde som i en åben stak, og idet mængden er mindre, selvopvarmer det ikke, og dermed starter nedbrydnings processen ikke så hurtigt.

Resultanter fra testserierne gav intet signifikant resultat, der kan påvise et optimalt blandingsforhold mellem KOD og have/parkaffald.

Det kan dog konstateres, at tabet af HPA til rejekt fra tests med tilsætning af både 25 og 50 % have/parkaffald var relativt ens - mellem 5 og 20 %. Variationen skyldtes sandsynligvis forskel på det reelle indhold af haveparkaffald i spandene fra borgerne mellem de forskellige serier.

Det optimale blandingsforhold skal således findes i mængden af aske eller mineraliseret have/parkeaffald som giver tilstopning af Ecogi-anlægget. Askeindholdet stiger jo ældre have/parkaffald, der behandles. Konklusionen er derfor, at jo ældre haveparkaffald, der behandles, jo mindre kan der iblandes.

KomTek Miljø, der ejer og driver Ecogi-anlægget, anbefaler ud fra et driftsteknisk synspunkt for anlægget, at have/parkaffaldsandelen bør holdes under 25 %.

Ved måling af biogaspotentialet er der kun fundet konsistens for testserie kørt i juni måned. I de to andre testserier er der ikke observeret en fælles tendens. Der bliver derfor kun benyttet BMP-målinger fra testserien i juni (i gennemsnit 35 m<sup>3</sup> metan/ton HPA-spand) til at modellere pulpning af have/parkaffald. For august og oktober testserien benyttes i stedet BMP-værdier beregnet på baggrund af teoretiske antagelser om sammensætning af have/parkaffald.

Som hovedresultat af LCA'en kan fremhæves, at der ikke var noget scenarie, som miljømæssigt set var bedst i samtlige miljøpåvirkningskategorier. Da der ikke anvendes vægtning i miljøvurderingen, betyder dette, at der ikke er ét scenarie, som kan udnævnes til det miljømæssigt bedste.

I drivhuseffektkategorien udviste Ecogi-scenariet ganske små nettomiljøbesparelse. Komposteringsscenariet og scenariet med direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord udviste derimod nettomiljøbelastninger. Forbrændingsscenariet havde den største miljøbesparelse i denne påvirkningskategori. Denne rækkefølge skyldes, at kompostering ikke har nogen energisubstitution, hvorimod forbrænding har den største energisubstitution, som pga. have/parkaffaldets relativt høje brændværdi overgår energiindholdet i den producerede biogas i Ecogi-scenariet.

Komposterings-scenarier havde miljøbelastninger i kategorierne forsuring og terrestrisk eutrofiering, som var større end i de resterende scenarier. Det skyldtes, at der ved åben milekompostering sker fordampning af ammoniak, som bidrager til disse påvirkningskategorier, og som ikke finder sted i de andre scenarier.

I miljøpåvirkningskategorien marin eutrofiering var der derimod en væsentlig forskel til forbrændingsscenariets fordel, idet scenarierne med biologisk behandling havde betydeligt større potentielle miljøbelastninger i denne kategori. Ved udbringning af restprodukter fra behandling af have/parkaffald på landbrugsjord sker der ultimativt en udsivning af N-holdige forbindelser til havmiljøet, som ikke finder sted ved forbrænding. Det skal desuden bemærkes, at ifølge lovgivningen tillægges restprodukter fra behandling af have/parkaffald ingen gødningsværdi ved udbringning på landbrugsjord, og scenarierne er derfor modelleret uden substitution af handelsgødning.

Ved benyttelse af miljøvurderingens resultater, bør man derfor skelne mellem resultaterne i de forskellige miljøpåvirkningskategorier og tage i betragtning, hvilken potentiel miljøpåvirkning man tillægger størst betydning i den konkrete sammenhæng.

For at undersøge betydningen af miljøvurderingens robusthed blev der udført et antal følsomhedsanalyser, hvor centrale forudsætninger blev ændret, og deres indflydelse på scenariernes rangorden i de forskellige miljøpåvirkningskategorier blev noteret. Det viste sig, at enkelte af scenarierne skiftede rangorden, når forudsætninger om ammoniakfordampning i komposteringsscenariet samt typen af brændsel, som indgik i den marginale elektricitet, blev ændret. Miljøvurderingen er således ikke robust over for ændringer i disse forudsætninger, hvilket bør tages i betragtning ved brug af miljøvurderingens resultater.

# Referencer

Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J.L., Guwy, A.J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P. & van Lier, J.B. (2009) Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology* 59: 927-934.

Clavreul, J., Baumeister, H. & Christensen, T. H. (2014) An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling and Software* 60: 18-30.

EU-kommissionen (2011) Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2011.

Hansen, T. L., Schmidt, J. E., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J. C., Mosbæk, H. & Christensen, T. H. (2004) Measurement of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management* 24(4), 393-400.

Miljøstyrelsen (2014) Affaldsstatistik 2012. Notat fra Miljøstyrelsen (J.nr.: MST-7761-00562) af 24. oktober 2014.

Møller, J., Andersen, J.K., Christensen, T.H., Nielsen, M.P., Bruun, S. & Jensen, L.S. (2011) Miljøvurdering af udbringning af haveparkaffald på landbrugsjord. Rapport udarbejdet for Vestforbrænding I/S og AffaldVarme, Århus.

NaturErhvervsstyrelsen (2015) Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2014 til 31. juli 2015. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

**Bilag 1: Pulpning af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien**

**Rapporten omhandler gennemførte test  
hos KomTek Miljø af 2012 på Ecogi  
anlægget.**

**Delrapport for MUDP støttede projekt;**

**Rapporten er udarbejdet af  
Bjarne Foged Larsen  
Juni 2015**

# Indhold

<b>1.</b>	<b>Forord og indledning.....</b>	<b>24</b>
<b>2.</b>	<b>Konklusion.....</b>	<b>26</b>
<b>3.</b>	<b>Formål .....</b>	<b>30</b>
<b>4.</b>	<b>Ecogi anlægget, teknisk beskrivelse .....</b>	<b>36</b>
<b>5.</b>	<b>Beskrivelse af test, prøveudtagning og analysering .....</b>	<b>38</b>
5.1	Terminologi .....	38
5.2	Test forløb .....	40
5.3	Prøveudtagning .....	41
5.4	Analyser .....	43
<b>6.</b>	<b>Databehandling og vurdering af testforløbet .....</b>	<b>49</b>
6.1	Beskrivelse af Biopulp .....	49
6.2	Sammenstilling af data.....	52
6.3	Diskussion af sikkerhed på resultaterne af testen .....	55
<b>7.</b>	<b>Beskrivelse af de forskellige affalds fraktioner.....</b>	<b>59</b>
7.1	Kildesorteret organisk affald (KOD).....	59
7.2	HPA-spand .....	65
7.3	HPA-plads.....	68
<b>8.</b>	<b>Biogas potentiale.....</b>	<b>70</b>
<b>9.</b>	<b>Rejekt.....</b>	<b>76</b>



# 1. Forord og indledning

Dette bilag er udarbejdet som en selvstændig rapport der kan læses alene og omhandler de forsøg der er udført i projektet;

*"Fremstilling af et højværdisubstrat til biogasproduktion ved sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation vha. Ecogi-teknologien".*

Og beskriver den praktiske del af projektet og de resultater, der er opnået.

Ud over dette rapportbilag, er der til projektet et rapportbilag udarbejdet af DTU miljø med en LCA vurdering af 4 forskellige måde at anvende have/parkaffald på.

Begge disse to bilags rapporter indgår som bilag til den afsluttende rapport, der opsummerer hele projektet og resultater.

Projektet er støttet af "Program for Grøn Teknologi" og blev udført i perioden marts 2014 til november 2015 i et samarbejde mellem og Komtek Miljø af 2012 A/S (projektleder), DTU Miljø og Vestforbrænding A/S. Projektet er i daglig tale kaldt for "HPA til Biogas"

Komtek Miljø af 2012 A/S forestod projektets fuldskalaforsøg med sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation (KOD), samt var ansvarlig for analyser og dataindsamling fra disse forsøg. Vestforbrænding A/S stod for affaldsleverancer. DTU miljø var ansvarlig for udførelse af denne LCA-rapport, og var desuden ansvarlig for udførelse af laboratorieforsøg til bestemmelse af biogaspotential.

Konsulent Bjarne F. Larsen (B.F Larsen) har for KomTek Miljø af 2012 A/S udført de gennemførte test og skrevet denne rapport.

Projektet fulgtes af en styregruppe, som bestod af:

- Linda Bagge, Miljøstyrelsen (formand)
- Michael Støckler, Videncenter for landbrug – Bioenergi
- Inge Werther, DAKOFA

I styregruppen indgik ligeledes medlemmerne af projektgruppen:

- Jens Peter Jensen, KomTek Miljø af 2012 A/S
- B.F. Larsen
- Jacob Møller, Irina Naroznova og Charlotte Scheutz, DTU Miljø
- Alan Sørensen, Vestforbrænding A/S senere erstattet af Kirsten Bojsen, Vestforbrænding A/S

Formålet med projektet er at undersøge, om det er teknisk og miljømæssigt muligt at anvende den let omsættelige del af have-/parkaffald i en biogasproduktion, når det forbehandles ved sampulping med KOD i et Ecogi anlæg.

Den primære ide er, at den del af have-/parkaffaldet, der egner sig til biogasproduktion, oparbejdes i Ecogi-anlægget, da dette har en unik evne til at nedbryde organiske fraktioner til små partikler (30 – 100 µm), således at disse let kan omsættes i et biogasanlæg. Oparbejdningen vil ske i forbindelse med behandling af KOD under normal drift, da der erfaringsmæssigt opnås en optimal neddeling/opløsning af de enkelte

fraktioner i en blandet masse. Der opnås endvidere også et mere ensartet produkt ved blandingen, hvilket er vigtigt for biogasproduktionen.

Projektet har følgende delmål:

1. At bestemme det optimale blandingsforhold mellem KOD og have/parkaffald.
2. At undersøge kvaliteten af biopulp fremstillet af dagrenovation og have/parkaffald med henblik på bioforgasning og anvendelse af digestat på landbrugsjord. Herunder at måle biogaspotential, næringsstofindhold, kornstørrelse og renhed.
3. At undersøge sammensætningen og kvaliteten af rejektet. Der anvendes en fastlagt ETV test. Et primært mål er at bestemme mængden af have/parkaffald i rejektet, dvs. den del af have/parkaffald der ikke udvindes under behandlingen.
4. På baggrund af de udførte forsøg udføres en miljøvurdering (LCA) af behandlingen af have/parkaffald ved biopulping og efterfølgende bioforgasning og anvendelse på landbrugsjord. Endelig sammenlignes behandlingen med andre behandlingsscenarier som f.eks. kombineret bioforgasning og kompostering (tørforgasning), kompostering og forbrænding.

Denne rapport beskriver, hvorledes testene er udført og præsenterer de opnåede resultater.

Rapporten er opbygget således;

Kapitel 2 giver en kort opsummering af hele testforløbet og de opnået resultater, samt en kortfattende konklusion på både resultater og hvorledes have/parkaffald kan anvendes sammen med KOD.

Kapitel 3 beskriver baggrund og formålet med hele projektet, samt hvilket mål der er opstillet i forbindelse med tildeling af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) midler.

Kapitel 4 beskriver Ecogi anlægget, som er anvendt til behandling af HPA og KOD i dette projekt.

Kapitel 5 beskriver, hvorledes selve testen er planlagt og hvordan analyserne er gennemført.

Kapitel 6 præsenterer de opnåede resultater, samt diskuterer og vurderer eventuelle usikkerhedsfaktorer ved de opnået resultater.

Kapitel 7 beskriver i både tekst, foto og med data de 3 materialer, som er testet.

- KOD: kildesorteret organisk dagrenovation indsamlet i Vestforbrændings opland.
- HPA-spand: have/parkaffald der er indsamlet i spande direkte fra husstandene i Vejle kommune og derefter forbehandlet hos KomTek.
- HPA-plads: have/parkaffald der er indsamlet på midtjyske genbrugspladser og derefter forbehandlet hos KomTek.

Kapitel 8 beskriver biogaspotential i den produceret biopulp på baggrund af analyser udført af DTU miljø.

Kapitel 9 beskriver rejekt, som er restproduktet efter at det organiske affald er behandlet.

Kapitel 10 giver en samlet konklusion på forsøget og hvorledes have/parkaffald vurderes egnet til brug i biogasanlæg.

Rapporten, inklusiv test og analysering, er udført af konsulent B.F. Larsen for KomTek Miljø af 2012 A/S.

## 2. Konklusion

Projektet er gennemført med 3 testserier i juni, september og oktober 2014. I hver testserie er der først kørt en batch (bestående af 3 pulpninger) med rent KOD som reference. Første testserie blev gennemført med både tilsætning af HPA fra spand og fra plads, mens de 2 efterfølgende udelukkende foregik med tilsætning fra HPA spand. Det viste sig under første testserie, at det var uhensigtsmæssigt at pulpe HPA-plads, der er en delfraktion udvundet fra have-park affald, som normalt er leveret til genbrugspladser og herfra kørt til KomTeks behandlingsanlæg for yderlige udsortering.

Selv om der i forsøget er tilstræbt at indhente have/park affald så frisk som muligt med et mål om, at dette ikke måtte ligge længere end 14 dage, inden det blev behandlet, viste det sig, at kompostprocessen begynder med det samme, således det let omsættelige organiske, som f.eks. blade og græs, blev omsat hurtigt, hvorved askeindholdet blev meget højt, inden det blev sammenblandet med KOD og pulpet. Dette medførte, at pulpen blev meget vanskeligt at pumpe rundt i rørsystemet med det resultat, at rør med videre blev tilstoppet i Ecogi-anlægget.

Modsat viste det sig at haveaffald, indsamlet i spand hos den enkelte borger, indeholdte mere organiske materiale pr. kg tørstof, selv om disse spande kun tømmes hver 4. uge, og materialet var ca. 14 dage ældre, inden det indgik i testen.

	Tør- stof %	Aske % af TS
<b>HPA Spand</b>	42,2	29,8
<b>HPA Plads</b>	67	66,6

**TABEL 1**  
INDHOLD I HPA MÅLT UNDER FØRSTE TESTSERIE

Det blev derfor grundet de tekniske vanskeligheder med, at anlæggets rørsystem blev tilstoppet med mineralske partikler, ikke gennemført de planlagte batcher med 100% HPA. Ligesom testserierne nr. 2 og 3 blev re-planlagt til udelukkende at gennemføre batcher med henholdsvis 25 og 50% tilsætning af HPA spand til KOD

Resultanter fra testserie nr. 2 og 3 giver ingen signifikant resultat, der kan påvise et optimalt blandingsforhold mellem KOD og HPA.

Det kan dog konstateres, at tabet af HPA til rejekt fra test med tilsætning af både 25 og 50% HPA er relativt ens - mellem 5 og 14% samt at variationen sandsynligvis skyldtes forskel på det reelle indhold af spandene mellem de forskellige serier.

Det optimale blandingsforhold skal således findes i mængden af aske eller mineraliseret haveaffald, som giver tilstopning af Ecogi anlægget. Askeindholdet stiger jo ældre HPA, der behandles. Konklusionen er derfor at jo ældre have/parkaffald, der behandles, jo mindre kan der iblandes.

KomTek Miljø, der ejer og driver Ecogi anlægget, anbefaler ud fra et driftsteknisk synspunkt for anlægget, at HPA- andelen holdes under 25%.

### Kvalitet

Kvalitet af den biopulp, der blev produceret, var relativt ens, uanset hvor meget HPA der blev iblandet. Understående tabel viser indholdet af næringsstoffer i enkelte batcher.

	Grænse værdi	Bats 1 100% KOD	Bats 10 100% KOD	Bats 13 100% KOD	Bats 4 75% HPA s	Bats 12 50% HPA s	Bats 15 50% HPA s
	mg/kg TS						
<b>Kvælstof</b>	--	26.000	26.000	25.000	21.000	21.000	17.000
<b>Fosfor</b>	--	4.600	2.800	3.800	2.400	2.900	2.200

**TABEL 2**  
NÆRINGSSTOF INDENHOOLD I FORSKELLIGE I PRØVER FRA FORSKELLIGE BAYS

	Grænse værdi	Bats 1 100% KOD	Bats 10 100% KOD	Bats 13 100% KOD	Bats 4 75% HPA s	Bats 12 50% HPA s	Bats 15 50% HPA s
	mg/kg TS						
<b>Bly</b>	120	4,6	4,4	9,8	11	11	71
<b>Cadmium</b>	0,8	0,21	0,15	0,1	0,15	0,21	0,12
<b>Chrom</b>	100	6,7	8	4,8	13	18	8,4
<b>Kobber</b>	1000	26	31	25	23	37	20
<b>Nikkel</b>	30	5,1	31	2,7	7,8	10	6,3
<b>Zink</b>	4000	97	84	71	89	110	65
<b>Kviksølv</b>	0,8	<0,02	0,02	<0,02	0,047	0,03	0,035
<b>PAH</b>	3	2,3	0,27	0,07	3,2	0,42	0,14
<b>NPE</b>	10	0,56	7,8	0,51	0,26	8	0,4
<b>DEPH</b>	50	14	25	6,2	15	12	6,3
<b>LAS</b>	1300	50	<50	<50	<50	<50	62

Værdi der er bemærkelsesværdig høj

Grænseværdi overskredet

**TABEL 3**  
ANALYSER ER FORTAGET ER HØJVANG LABORATORIER A/S LAB. REP. 1424-746-01,1438-661-01, 1443-807-01.

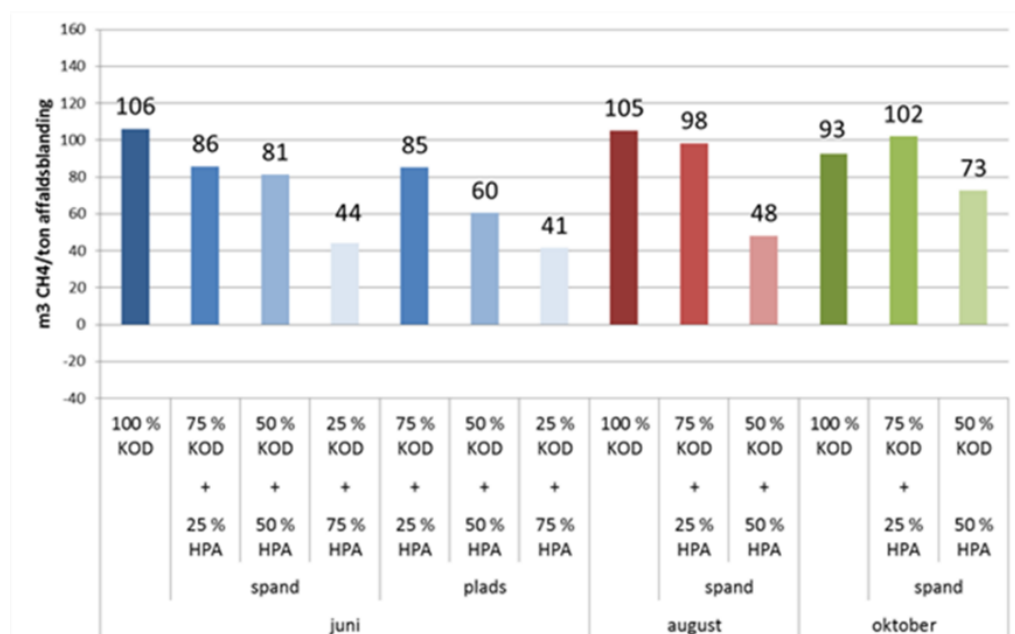
I testserie 2, batch nr. 10, overskrider indholdet af nikkel grænseværdien, der er angivet i Slambekendtgørelsen. Det skal bemærkes, at indholdet er på niveau med indholdet af kobber. Der ses ikke forhøjet indhold af nikkel i batch 12, hvor samme KOD er behandlet med 50% HPA spand. Det må derfor vurderes, at overskridelsen ikke er et reelt billede, men en fejlpåvirkning udefra.

Indholdet af miljøfremmede stoffer, PAH i batch 1 og NPE i batch 10, er relative høje og tæt på grænseværdien. Det vurderes at være korrekt, da disse værdier også er relative høje i analyser med KOD og 50% HPA spand.

Erfaring fra tidligere analyser på f.eks. muldjord med et højt indhold af frisk kompost viser, at de naturlige organiske fraktioner sommetider kan give interferens i analyser med PAH.

### Biogas potentiale

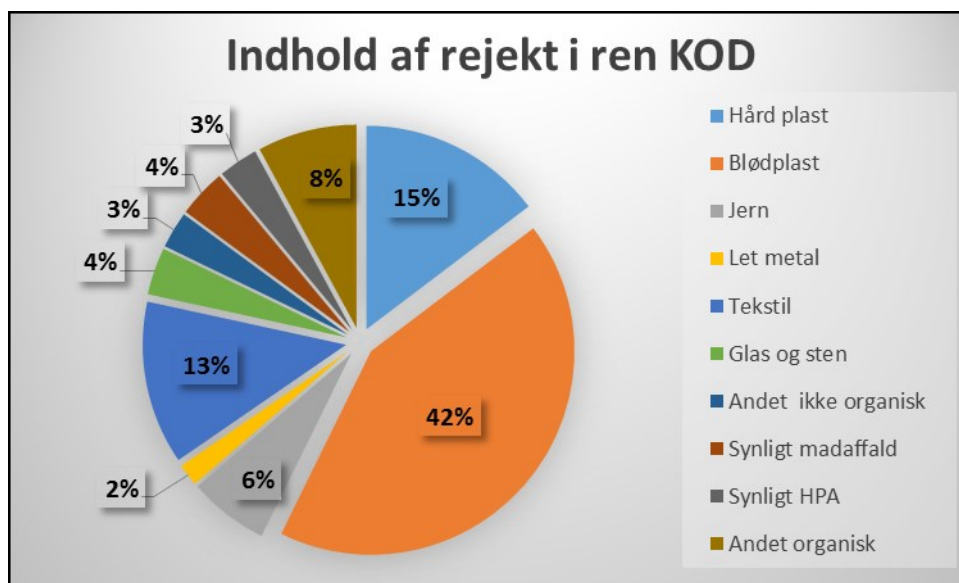
Måling af biogaspotentiale blev foretaget af DTU miljø og beskrives i afsnit 8. De målte værdier ligger meget tæt på de resultater, som Teknologiske Institut tidligere har målt på forskellige typer KOD, der er behandlet på Ecogi-anlægget, og vurderes derfor at være realistiske.



**TABEL 4**  
MÅLTE BIOGASPOTENTIALER, OMREGNET TIL INDHOLD I EN TON BEHANDLET AFFALD.

## Rejekt

Der er i gennemsnit på de ca. 18 ton KOD, der er behandlet, produceret 58,5 kg rejekt målt i tørstof pr. ton våd KOD.



**TABEL 5**

FORDELINGEN AF FORSKELLIGE FRAKTIONER, DER ER FUNDET I REJEKTET, SOM ET GENNEMSNI AF DE 3 TESTSERIER, DER ER GENNEFMØRT.

Det ses ved analysering af rejektet, at Ecogi anlægget evner at nedbryde<sup>1</sup> størstedelen af den HPA, der iblandes, idet kun mellem 8 og 20 % genfindes i rejektet. Resten findes som organiske indhold i den produceret biopulp.

Det skal bemærkes, at størstedelen af det HPA, som kunne genfindes i rejektet, var stykker fra større grene, som ikke kan betegnes som let omsætteligt biomasse, og som derfor alligevel er uønsket i biogasanlæggene.

Udnyttelse af HPA, målt i TS		Bats nummer					
		2	4	11	12	14	15
HPA input	kg (TS)	660	1290	770	1560	750	1530
HPA i Rejekt		55,2	90	151,8	182,4	72,6	140,4
Udnyttelse af HPA		92%	93%	80%	88%	90%	91%

**TABEL 6**

MÆNGDEN AF HPA DER ER IBLANDET DE ENKELTE BATCHER OG DEN MÆNGDE DER ER GENFUNDET I REJEKT

<sup>1</sup> organiske stykker/affald nedbrydes i en pulperproces, alene ved den friktion, der opstår internt i biomassen, når sneglen i pulperen kører rundt. Det vil sige, at de enkelte organiske stykker slider hinanden op.

# 3. Formål

Dette afsnit beskriver baggrund og formål som oprindeligt beskrevet i afsnit 3 i ansøgningen, der har givet grundlag for at opnå MUDP støtte til dette projekt.

## **3.1 Baggrund – hvad er den nuværende situation?**

Fra politisk side, både i Danmark og i EU, er der et udtrykt ønske om at udnytte samfundets organiske affaldsressourcer mere optimalt således, at der både produceres energi, udnyttelse af begrænsede næringsstoffer og tilbageførsel af kulstof til jordens kredsløb.

I dag er den primære behandlingsform for have/parkaffald kompostering i miler eller direkte udspreddning på landbrugsjord, hvorved en del af affaldets energiindhold tabes. Under komposteringen dannes og frigives metan og lattergas til atmosfæren. Metan og lattergas er begge drivhusgasser, som bidrager til klimaforandringer (Andersen et al., 2010). Ved direkte udspreddning på landbrugsjord er der risiko for overdosering af kvælstof, spredning af ukrudt og patogener samt dannelse og emission af drivhusgasser.

Et alternativ til kompostering af løvfractionen fra have/parkaffald er bioforgasning, hvor der i et biogasanlæg produceres metan, som bidrager til omstilling til fornybare energikilder. Dertil kommer, at restproduktet fra biogasbehandlingen kan anvendes i landbruget og øge gødnings- og kulstofbindingspotentialer. Dette falder i tråd med, at der med den planlagte betydelige udbygning af biogasproduktion i Danmark, baseret på landbrugets gylle, er et akut behov for co-substrater, som kan forbedre biogasproduktionens økonomi. Kildesorteret organisk dagrenovation vil komme til at indgå i den sammenhæng, men det står klart, at denne affaldstype mængdemæssigt ikke kan dække behovet for co-substrater. Her kommer have/parkaffald på tale, idet denne affaldstype på årsbasis udgør ca. 620.000 ton (Affaldsstatistik, 2009), hvilket er af samme størrelsesorden som den organiske del af dagrenovationen. Mængden af have/parkaffald har været stigende over de sidste 10 år, således er mængden af haveaffald steget med 15 % fra 1994 til 2009 (Affaldsstatistik, 2009). Dertil kommer mængden af haveaffald fra husstande, der hjemmekomposteres (100.000 ton, anslået mængde).

Laboratorieforsøg har påvist, at have/parkaffald kan bioforgasses (f.eks. Triolo et al., 2012), men der er behov for at demonstrere i fuldskala-forsøg, at det er teknisk muligt at fremstille et egnet co-substrat, hvor have-/parkaffald indgår. Succeskriterierne vil her være, at co-substratet er pumpbart, homogent, rent og med højt biogaspotentialer.

I nærværende projekt benyttes en nyudviklet teknologi til pulpning af organiske affaldstyper, Ecogi, til at sammenpulle have/parkaffald med andre organiske restfraktioner som f.eks. organisk dagrenovation. Ved pulpning neddeles og åbnes den organiske fraktion, således at den organiske masse bliver pumpbar, og desuden lettere efterfølgende kan omdannes til metan. Metanpotentialer for løvfractionen af have-/parkaffald forventes at ligge mellem 170 og 330 m<sup>3</sup> metan per ton VS (vurderet på baggrund af Triolo et al., 2012). Bestemmende for værdien af have/parkaffald i forbindelse med pulpning og biogasproduktion er renheden af have/parkaffaldet

(indhold af sand, grus, sten, plast mm), samt andelen af letomsætteligt organisk materiale og energiindholdet. Kvaliteten af restproduktet fra biogasproduktionen, som anvendes på landbrugsjord, er ligeledes afhængig af pulpens renhed og sammensætning.

Projektet vil således bidrage til at fremme biogasproduktion og dermed overgangen til vedvarende energi, samt øge tilbageførsel af næringsstoffer og kulstof til landbrugsjorden i Danmark ved at udvikle en teknisk løsning til sampulping af have/parkaffald og kildesorteret dagrenovation.

#### Referencer

Andersen, J.K., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T.H., and Scheutz, C. 2010. Quantification of GHG emissions from windrow composting of garden waste. *Journal of Environmental Quality*. 39, 713–724.

Affaldsstatistik 2009 og fremskrivning af affaldsmængder 2011-2050 (2011)  
Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4.

Triolo, J.M., Pedersen, L., Qu, H., Sommer, S.G. 2012. Biochemical methane potential and anaerobic biodegradability of non-herbaceous and herbaceous phytomass in biogas production. *Bioresource Technology*, 125, 226-232.

### **3.2. Formål, mål og succeskriterier – den forventede løsning**

Formålet med projektet er at undersøge de tekniske og miljømæssige muligheder og begrænsninger ved at anvende den let omsættelige del af have/parkaffald i biogasproduktion ved forbehandling med pulping sammen med organisk dagrenovation.

Den primære ide er, at den del af have/parkaffaldet, der egner sig til biogasproduktion, oparbejdes i Ecogi-anlægget, da dette har en unik evne til at nedbryde organiske fraktioner til små partikler (30 – 100 µm), således at disse let kan omsættes i et biogasanlæg. Oparbejdningen vil ske i forbindelse med behandling af kildesorteret dagrenovation under normal drift, da der erfaringsmæssigt opnås en optimal neddeling/opløsning af de enkelte fraktioner i en blandet masse. Endvidere fås også ved blanding et mere ensartet produkt, hvilket er vigtigt for biogasproduktionen.



Projektets mål	Succeskriterier
Demonstrere at have/parkaffald teknisk kan pulpes til et materiale, der med fordel kan bioforgasses både i specifikt anlæg til rent ”byaffald” og sammen med husdyrgødning	Materialet skal være ensartet og pumpbart
Dokumentere at pulpen har kvalitet til bioforgasning	Pulpen skal have et væsentligt metangas-potentiale og et højt næringsstofindhold, som gør det økonomisk rentabelt at anvende
Dokumentere at pulpen har en kvalitet så den efter bioforgasning kan anvendes på landbrugsjord	Pulpen skal have et højt næringsstofindhold, være fri for urenheder, så landbruget kan anerkende kvaliteten. Pulpen skal opfylde kravene i Slambekendtgørelsen
Undersøge om der er forskel på de to måder der indsamles have/parkaffald; centralt via genbrugsplads eller via husstandsindsamling	At kunne opstille en massebalance for, hvorledes de enkelte fraktioner i have/parkaffald anvendes til både kompost, biobrændsel og evt. biogas.
Dokumentere at dele af rejektet kan genanvendes	Rejektet må maksimalt have et indhold af have/parkaffald på 10% (baseret på vådvægt)
Dokumentere de miljømæssige fordele ved pulpning i forhold til alternative behandlingssystemer.	Lavere miljøeffekt i flertallet af miljøpåvirkningskategorier, særligt på drivhuseffekt

I projektet indgår følgende delmål:

1. At bestemme det optimale blandingsforhold mellem organisk dagrenovation og have/parkaffald
2. At undersøge kvaliteten af biopulp fremstillet af dagrenovation og have/parkaffald med henblik på bioforgasning og anvendelse af digestat på landbrugsjord. Herunder at måle biogaspotentialer, næringsstofindhold, kornstørrelse og renhed.
3. At undersøge sammensætning og kvalitet af rejekt. Der anvendes en fastlagt ETV test. Et primært mål er at bestemme mængden af haveaffald i rejektet, dvs. den del af have/parkaffald, der ikke udvindes ved behandling
4. På baggrund af de udførte forsøg udføres en miljøvurdering af behandling af have/parkaffald ved biopulpning og efterfølgende bioforgasning og anvendelse på landbrugsjord. Endelig sammenlignes behandlingen med andre behandlingsscenarier som f.eks. kombineret bioforgasning og kompostering (tørforgasning), kompostering og forbrænding.

### 3.3 Hvad er de forventede miljømæssige effekter?

Den primære positive miljøeffekt ved pulpning og efterfølgende bioforgasning er, at en del af energiindholdet i have/parkaffald udvindes og kan bidrage til grøn energiproduktion. Dertil kommer, at restproduktet fra bioforgasningen (kaldet digestat) indeholder essentielle næringsstoffer som fosfor og kvælstof samt kulstof, som kan benyttes til gødning og jordforbedring på landbrugsjord.

Energiproduktionen fra have/parkaffald vil være CO<sub>2</sub> neutral, idet kulstoffets plantemateriale kort forinden er optaget fra atmosfæren, og efter afbrænding af biogassen frigives i form af CO<sub>2</sub> til luften og således indgår i det naturlige kulstofkredsløb (såkaldt short-cycled carbon). En af fordelene ved produktion af biogas frem for direkte afbrænding er bl.a., at gassen kan lagres og derved give mere fleksibilitet i energiforsyningen, distribueres via det danske gasnetværk, og bruges i transportsektoren. Energiproduktion fra have/parkaffald vil derfor bidrage til Danmarks omstilling fra en energiforsyning baseret på fossile brændsler til en energiforsyning baseret på en større del af fornybare energikilder.

Fosfor er et essentielt plantenæringsstof, som udvindes fra jordskorpen, hvor det findes som råfosfat i en begrænset mængde. Fødevareproduktionen er i dag baseret på et stort input af råfosfat. På længere sigt er det afgørende, at en større del af fosforen optaget og lagret i biomasse kommer tilbage til jorden. Ved fermentering under bioforgasningen omdannes organisk kvælstof til primært ammonium, der er langt mere plantetilgængeligt end kvælstof bundet i organisk form i kompost fra have/parkaffaldet. Vi formoder endvidere, at den anvendte del af have/parkaffald (løvdelen) har et højere indhold af kvælstof i forhold til veddelen. Samlet set øges gødningsværdien for landmanden i forhold til, hvis han blot anvender have/parkaffald kompost. Ligesom digestatet er bedre doserebart i forhold til, hvornår planterne har behov for kvælstof.

Ved kompostering i åbne miler eller madrasser dannes både lattergas og metan, som begge er drivhusgasser, der bidrager til klimaforandringer. Kompostering giver også anledning til lugtgener. Dertil kommer et tab af kvælstof i form af ammoniak, som bidrager til næringsstofbelastning. Ved pulpning og bioforgasning er tabet af kulstof og kvælstof til atmosfæren mindre, da processerne forgår i lukkede anlæg med bedre mulighed for kontrol og optimering. Alt i alt vil dette føre til en mindre miljøbelastning samt en bedre udnyttelse af ressourcerne.

### 3.4 Hvad er den teknologiske nyhedsværdi?

Projektet anvender en ny teknologi Ecogi, der tager udgangspunkt i samme grundteknologi, som anvendes i papindustri til pulpning af forskellige træmasser. Teknologien er dog så ny, at der i dag kun findes ét fuldskalaanlæg, der ejes af KomTek. Gennem de seneste to års drift har indledende test indikeret at græs, blade og kviste op til en vis størrelse kan nedbrydes til en biopulp, der kan anvendes som energikilde i et biogasanlæg.

Der har dog ikke tidligere været lavet fuldskalaundersøgelser, der dokumenterer, hvor stor en andel af have/parkaffaldet, der med fordel kan oparbejdes til biopulp, og hvilket biogaspotentiale biopulpen vil have. Ligesom der heller ikke findes meget (eller ingen) dokumentation og erfaring med at anvende denne type biomasse i en våd biogasproces.

Projektet vil give viden om, hvor stor en procentdel af det danske have/parkaffald og tilsvarende fraktioner der med fordel kan flyttes over i biogasproduktionen samt belyse fordele og ulemper ved de to primære indsamlings- og håndteringsmetoder af have/parkaffald i Danmark. Projektet vil levere et komplet livscyklus inventory dataset til

anvendelse for miljøvurdering af teknologien. Dette er afgørende for at kunne sammenligne de miljømæssige påvirkninger fra behandling ved pulpning og bioforgasning med andre behandlingsformer som f.eks. kompostering eller direkte spredning på land.

### 3.5 Hvad er det forretningsmæssige potentiale?

Projektet har to forskellige, men væsentlige potentialer;

- A. At øge mængden af affaldsbiomasse til produktion af biogas
- B. Ved at dokumentere anvendelser muligheder i et Ecogi-anlæg, øges muligheden for salg af dette dansk produceret anlæg både nationalt og internationalt

Potentialet for genanvendelse, det vil sige udnyttelse af den letomsættelige del af have/parkaffald, er relativt ukendt og afhængig af mange faktorer som f.eks. indsamlingsmetoder, prisen på biogas samt den politiske vilje til at resurseudnytte vore organiske restprodukter.

En væsentlig ukendt faktor for mængdepotentialet er, hvor stor en mængde haveaffald der hjemmekomposteres. Hvor stor en mængde af haveaffald fra husstande, der kan mobiliseres til biogas afhænger af, om indsamlingen af have/parkaffald forsættes som i dag, hvor borgerne selv skal bringe affaldet til genbrugspladsen, eller om affaldet indsamles ved de enkelte husstande for eksempel sammen med den grønne dagrenovation.

En grov vurdering er, at hvis den mængde af have/parkaffald, der indsamles i dag, udnyttes optimalt; at hjemmekompostering nedlægges; at vejsidegræs og å-klip (grøde) samt alt græsklip fra grønne arealer fra både parker og bold/golfbaner indsamles i samme system, vil mængden ligge mellem 300.000 og 500.000 ton. Dette er dog tal, som skal undersøges nærmere.

Ecogi er den eneste kendte teknologi, der både er robust nok til at kunne håndtere de urenheder, der uvilkaarligt er i disse affaldsfraktioner (f.eks. fliser, større metalgenstande, sten etc.), og som samtidigt kan nedbryde træmasse op til en vis størrelse til partikler under 100 µm. Der findes således ingen direkte konkurrerende teknologi til konceptet.

Ecogi er mere end blot et teknisk anlæg. Ecogi er et samlet koncept, der udover at levere et nøglefærdigt behandlingsanlæg, også har fokus på udvikling og uddannelse i håndtering af den organiske affaldsstrøm, der ikke direkte kan anvendes i et biogasanlæg uden forbehandling. I konceptet indgår også krav til biomassens kvalitet efter behandling, således at det sikres, at biomassen kan tilbageføres til landbruget. Dette giver et stort potentiale, ikke alene i Skandinavien og det nære marked i EU, men absolut også i resten af verden. Et eksempel er, at vi for tiden arbejder på udvikling af et projektforslag for Hanoi, hvor der dagligt indsamles 6.000 ton dagrenovation med ca. 50 % organisk materiale, som primært består af blade og andet småt organisk.

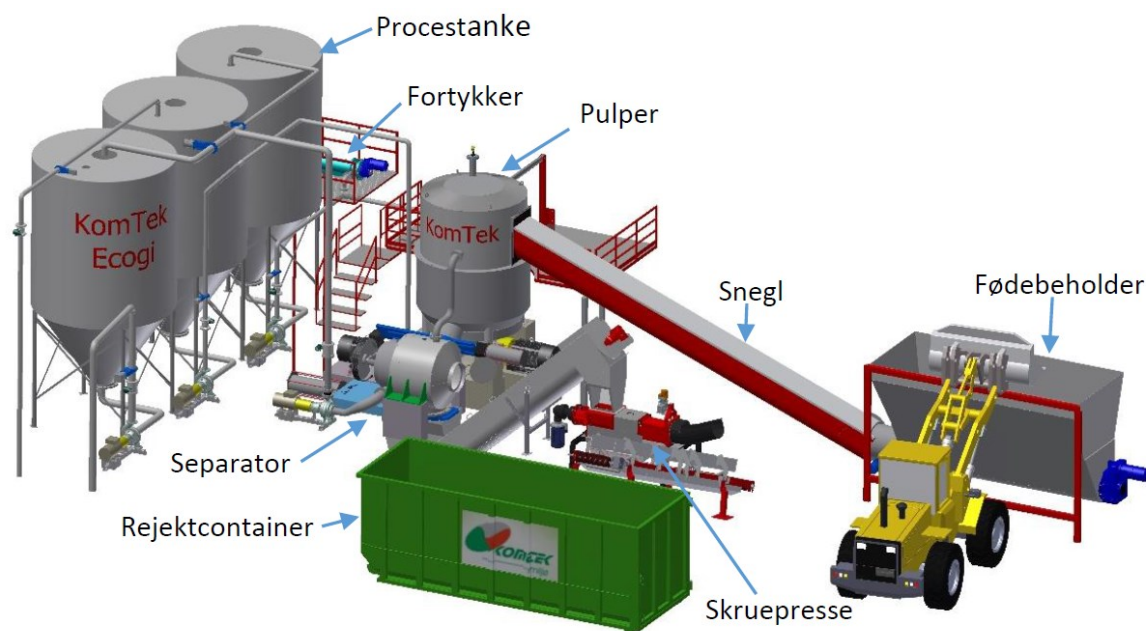
Behovet for behandlingsanlæg afhænger af viljen til at indfri de politiske målsætninger. Der er i Danmark et potentiale på omkring 40 anlæg og i hele EU ca. 2.500 anlæg. Så potentialet for nye arbejdspladser er meget stort.

Teknologien, Ecogi er i dag så afprøvet og veldokumenteret mht. behandling af dagrenovation, at den er moden til introduktion på diverse markeder. Det, som resterer at afprøve og dokumentere, er den yderligere samfundsmæssige værdi ved at blande en

del af have/parkaffald og andet grønt sammen med dagrenovation. Der er potentielt tale om en væsentlig forøgelse af mængden af affald egnet til bioforgasning, hvilket er vigtigt, da hele vort affaldssystem er på vej mod store ændringer herunder omstilling og udbygning af biogassektoren.

Kunder til Ecogi vil typiske være virksomheder, der har ansvar for håndtering og behandling af affald, hvilket primært er offentlige virksomheder. Den samlede behandlingspris på et Ecogi-anlæg vil for affaldsproducenten være konkurrencedygtigt i forhold til kompostering og for biogasanlægget konkurrencedygtigt i forhold til køb af energiafgrøder.

## 4. Ecogi anlægget, teknisk beskrivelse



FIGUR 1. PROCESFLOW AF ECOGI-KONCEPTET

Ecogi-konceptet er udviklet til at håndtere og separere KOD og organisk erhvervsaffald med højt indhold af fremmedelementer, fx fødevareremballager. Anlægget er robust designet til at modstå alle de udfordringer, som især dagrenovation byder på. I det følgende refereres til procesflowet på figur 1 ovenfor:

Med en gummiged fødes affaldet til en stor fødebeholder med indbygget snegl i bunden. Sneglen har to formål. Den videreleverer affaldet til den efterfølgende snegletransportør, og den åbner affaldet, så det fylder mindre, hvorved pulpningsprocessen effektiviseres.

Under fyldningen af pulperen blandes affaldet med overskudsvand fra fortykkeren. Pulpningen varer i 15–20 minutter, alt efter hvilken type affald der behandles. Omrøringen i pulperen foretages af en rotor i bunden, som er forsynet med vendbare/udskiftelige slidsegmenter.

Efter endt pulpning åbner et spjæld i pulperudløbet, og den pulpede masse tømmes ned i en separator under tilsætning af teknisk vand. Samtidig starter separatorrotoren og den rå biopulp med 8-12% tørstof pumpes over i råpulptanken, der fungerer som buffertank for den efterfølgende fortykker. Rejektet bliver tilbageholdt i separatoren af separatorens roterende vinger.

Når pulperen er helt tømt, lukkes spjældet og pulperen fyldes igen. Samtidig begynder 1. vasketrin, hvor rejektet skylles med teknisk vand. Dette vaskevand ledes til en anden tank med tynd pulp, som genbruges i en efterfølgende separationssekvens. I andet vasketrin skylles rejektet efter med rent vand for at udnytte mest muligt af det organiske indhold.

Når 2. vasketrin er tilendebragt åbnes et spjæld i bunden af separatorens, og vand drænes, først i en dræningssnegl, dernæst i en skruepresse til et tørstof på ca. 55%. Den tørrede rejekt transporteres til et lager eller en container, hvorfra det transporteres til et forbrændingsanlæg eller et centralt sorteringsanlæg for genanvendelse.

Fra råpulp tanken pumpes råpulpen til en fortykker, som er en slags skruepresse. Her afvandes den rå biopulp til det ønskede tørstofindhold, som typisk vil være omkring 17%, hvis pulpen efterfølgende skal transporteres. Overskudsvandet fra afvandingen ledes til en pulpervandstank og genanvendes i en efterfølgende pulpning.

Den færdige afvandede biopulp ledes til færdigpulptanken, hvorfra den transporteres til biogasanlægget.

#### Ordliste

Pulper:	Enhed hvori affaldet blandet med fremmedelementer opløses.
Separator:	Enhed der separerer biomasse fra rejekt.
Fortykker:	Enhed til at afvande den rå biopulp til højere tørstof.
Pulpervand:	Overskudsvand fra fortykningen af den rå biopulp, som blandes i affaldet, når det fødes i pulperen.
Rå vaskevand:	Den væskefraktion, der kommer fra separatorens i 1. vasketrin. Typisk <6 % TS (tørstof).
Vaskevand:	Den væskefraktion, der kommer fra separatorens i 2. vasketrin. Typisk <?% TS.
Rå Biopulp:	Den biomasse, der kommer fra separatorens under separationsproces. Typisk 8-12 % TS.
Biopulp:	Den færdige biopulp, der leveres til biogasanlæg. Typisk omkring 17% TS.
Rejekt:	Den fraktion, som kommer ud af separatorens, når 2. vasketrin er afsluttet. Rejekt består primært af plast, tekstiler, træ og metaller.

# 5. Beskrivelse af test, prøveudtagning og analysering

Dette afsnit beskriver den forsøgs- og analyseplan der er fulgt i denne test samt anvendte terminologi, og hvorledes forsøget er opdelt i testserier, testnummer, batcher og pulpninger.

Endvidere beskrives hvordan de enkelte prøver er udtaget og behandlet.

Alle resultater og fotodokumentation for de enkelte batcher findes i kapitel 6 *"Resultater for de enkelte batcher"*.

I kapitel 3 *"Databehandling og vurdering af resultater"* er alle resultater samlet og sammenholdt således, at der kan tolkes på alle resultater samtidigt.

## 5.1 Terminologi

For at sikre en fælles kommunikation hos partner i projektet er der defineret en terminologi, der dækker hele forsøget, som gennemføres over 3 forskellige perioder (serier). Der gennemføres en række test i hver serie med forskellige affaldssammensætninger (batch). Hver batch bliver gennemført med 3 pulpninger. Således skal der igennem forsøget udtages prøver fra i alt 45 pulpninger, der senere skal analyseres.

**Testserie** er definitionen på de 3 forskellige testserier, der gennemføres i henholdsvis juni, september og oktober.

**Test** er definitionen på en testkørsel med et bestemt affaldssammensætning. Således er der i testserie nr. 1 lavet forsøg med 5 forskellige test, hvor tilsætning af forbehandlet HPA gradvis øges til KOD.

**Batch nr.** er definitionen på hvilken specifikke test, der gennemføres. Dette fordi der i hver test gennemføres forsøg med to forskellige former for have/parkaffald (HPA). En HPA-prøve er indsamlet direkte fra borgeren og en er hentet fra en genbrugsplads. En batch skal udføres således, at Ecogi anlægget fortager 3 pulpninger med hver 2-2,5 ton affald på de enkelte batch nummer.

**Pulpning nr.** er et forløbende nummer på den enkelte pulpning, der gennemføres.

**Blandinger** I forsøget gennemføres test på to forskellige typer HPA, samt en ren KOD.

- a. HPA – spand er indsamlet direkte fra borgene i en separat spand.
- b. HPA – plads er indsamlet på genbrugsplads, efter borger har aflåst dette her.
- c. KOD er kildesorteret organisk dagrenovation indsamlet, som en repræsentativ blanding fra Vestforbrænding opland.

Hvorledes dette forbehandles og blandes, forinden der køres test i de enkelte batcher, er beskrevet i 2. kapitel.

**Biopulp** er det produkt, som der produceres ved behandling af organisk affald i Ecogi anlægget og er velegnet til brug som energikilde i et biogasanlæg.

**Rejekt** er restindholdet i det organiske affald, der ikke er egnet til bioforgasning, og som separeres fra biomassen ved processen i Ecogi anlægget. Hvorefter det bortskaffes til forbrænding.



## 5.2 Test forløb

Skemaet viser hele testforløbet, som der er udført med 3 testserier og med hvilken blanding, der skal bearbejdes samt hvilke analyser, der skal udføres ved de enkelte test.

Bemærk at testforløbet blev ændret ved afslutning af testserie 1, således at der efterfølgende ikke blev lavet yderligere test på HPA-plads.

Test serie	Test	Bats nr.	Pulping nr.	Blanding	Egen kontrol Biopulp	Egen kontrol Rejekt	Slambekt -	Nærings stoffer	Biogas måling	Ca. KOD mængde	Ca. HPA Spand	Ca. HPA plads
1	1	1	1	100% ORD	X	X	X	X	X	35	19	19
			2									
			3									
	2	2	4	25% HPA Spand	X	X			X			
			5									
			6									
		3	7	25% HPA plads	X	X			X			
			8									
			9									
	3	4	10	50% HPA Spand	X	X	X	X	X			
			11									
			12									
		5	13	50% HPA plads	X	X			X			
			14									
			15									
	4	6	16	75% HPA Spand	X	X			X			
			17									
			18									
		7	19	75% HPA plads	X	X			X			
			20									
			21									
	5	8	22	100% HPA spand	X	X			X			
			23									
			24									
		9	25	100% HPA plads	X	X			X			
			26									
			27									
2	6	10	28	xx% HPA Spand	X	X	X	X	X	17	4,5	4,5
			29									
			30									
		11	31	xx% HPA plads	X	X	X	X	X			
			32									
			33									
		12	34	100% ORD	X	X	X	X	X			
			35									
			36									
3	7	13	37	xx% HPA Spand	X	X	X	X	X	17	4,5	4,5
			38									
			39									
		14	40	xx% HPA plads	X	X	X	X	X			
			41									
			42									
		15	43	100% ORD	X	X	X	X	X			
			44									
			45									

TABEL 7  
SKEMAET VISER HELE TESTFORLØBET

### 5.3 Prøveudtagning

Prøver, der er udtaget til analyser gennem hele forsøget, er udtaget 3 steder på Ecogi anlægget, men på samme måde som for alle batcher og pulpninger.

Der er udtaget prøver fra biopulpen, returvandet fra rejekt-skruepressen og rejktet.

#### Biopulp

Prøver af biopulp, fra både separation af den pulpede biomasse og vask af rejekt, er udtaget fra en prøvestuds lige over pumpen, der pumper rå-biopulp til buffertank.

Fælles for alle prøver er, at de er udtaget gennem hele den periode, pumpen har været i drift.

For prøver af biopulp fra separationen er der udtaget 3 delprøver.

For prøver af biopulp fra vaskevandet af rejekt, er der udtaget 5 delprøver.

Hver delprøve er udtaget ved, at der pulsvis fyldes ca. 6 liter i en 10 liter spand. Således at der langsomt over ca. 15 sek. åbnes for ventilen og efterfølgende lukkes i ca. 15 sek., inden der åbnes igen. Dette gøres, indtil der er ca. 6 liter i spanden.

Mellem hver delprøve holdes en pause på 70-80 sekunder, inden den næste udtages.

Hver delprøve hældes i et 60 liter stort plastkar.

Prøveudtaget er et 1" rør, der er monteret vinkelret på selve pumperøret med en 90° bøjning i center af selve pumperøret, der vender modstrøms.

Pumperøret er Ø160 mm med et typisk flow på 80-120 m<sup>3</sup> pr. time og har et tryk på ca. 1,5 bar.

Ved afslutningen af den enkelte batch omrøres karet grundigt, og der udtages en blandingsprøve på ca. 9 liter. Delprøver udtages her med et litermål.



**BILLEDE 1A**  
PRØVEUDTAGNING AF BIOPULP PÅ  
ECOGIAMLÆGF

### Vaskevand fra rejekt skruepresseren

Skruepresseren er i drift ca. 4 minutter i hver batch, hvorfra der udtages 5 delprøver af 1 liter, der opsamles direkte i en 10 liter spand.

Prøveudtag



BILLEDE 1B

Prøveudtagning af Væske fra skruepresse

### Rejekt

Rejekt ledes fra skrupresseren via transport bånd til et bufferlager. Prøverne af rejektet udtages, når alle 3 pulpninger er gennemført, og alt rejekt er ført til buffer.

Da det ikke er muligt at tømme skruepresseren for rejekt mellem de enkelt batcher, anvendes ca. 3-5 kg halm som mærkning mellem de enkelt batcher.

Bemærk derfor hamlet på fotoet, der mærker, hvornår transportbåndet skal stoppes, og der skal udtages en delprøve af den producerede mængde rejekt.



BILLEDE 2A

REJEKT DIREKTE EFTER TRANSPORTBÅND

Fotoet viser den producerede mængde rejekt fra første batcher.

Prøverne af rejektet udtages ved, at alt rejekt bliver udspreddt på gulvet, således at det ikke ligger højere end 0,5 meter. Herefter udtages der ca. 400 liter prøve materiale jævnt fordelt over hele partiet. Dette gøres ved, at en 90 liter balje fyldes ca. 75%, og efterfølgende tømmes i skovlen på en lille gummiged. Dette gøres i alt 6 gange.

Hvert "prøvetag" udtages skiftevis fra overfaldet, midten og bunden i det udspreddte lag. Prøven udtages med et ikke spids "kartoffelgreb" med ca. 4 cm mellem tænderne (ca. 5 liter pr. tag), hvilket vil sige, at der tages ca. 80 delprøver at hele partiet.

## 5.4 Analyser

I testserie 1, er der lavet 3 forskellige analyseserier:

1. Målinger og kvantificering af biopulp og rejekt på eget laboratorium, er beskrevet i dette afsnit med henblik på at fastlægge kvaliteten af de producerede produkter og opstille en massebalance for de forskellige strømme.
2. Måling af biogaspotentialer er udført af DTU Miljø og er beskrevet yderligere i XX.
3. Analyse for miljøfremmede stoffer og tungmetaller, som beskrevet i slambekendtgørelsen. Fremgangsmåde herfor beskrives ikke, men der henvises til selve bekendtgørelsen.

KomTek har selv udviklet og gennemprøvet en analysepakke for både biopulp og rejekt, med det formål at kvantificere renhed i biopulpen, og hvilke forskellige fraktioner rejektet indeholder.

Testen er senest anvendt ved ETV verificering af Ecogi anlæggets proformens, der er udført af Det Teknologiske Institut.

I dette afsnit beskrives analyser udført hos KomTek.

**Hver batch beskrives enkelvis i kapitel 6 med både analyse, resultater, masse balance, fotodokumentation og øvrige beskrivelser.**

### Analysering af Biopulp

<b>Tørstof</b>	Tørstof og gløderestmålinger udføres efter DS 204, dog ofte med en prøvemængde på op til 2.000 gram, hvorfor tørretiden i oven har været op til 48 timer, inden analyserne/prøverne har været 100% udtørret.
<b>Densitet</b>	bestemmes ved at veje et 500 ml højt smalt måleglas Ø30 mm.

## Renhed

Biopulpens renhed bestemmes ved følgende procedure;

1. 1,00 liter prøve hældes forsigtigt gennem en sigte og overbruses af lunket vand, indtil alt fint materiale er skyllet bort, således at store partikler ikke lider overlast og findeles under sigtningen.
2. Alt over 1,3 mm lægges forsigtigt i 500 ml foliebakke og vejes, inden der laves tørstof målinger ved, at prøven tørres ved 50 °C i ca. 48 timer.
3. Den tørrede prøve lægges på et stykke papir og sorteres manuelt med en pincet under en god belysning og evt. brug af forstørrelsesglas.
4. Der sorteres i følgende fraktioner: glas, sten, plast, metal, andet ikke organisk og organisk.
5. Hver fraktion vejes.



**BILLEDE 2B**

FOTO AF BIOPULP

- A) ØVERST, FRISK I SIGTE
- B) MIDT, EFTER SIGTNING MED LUNKET VAND
- C) NEDERST, RESTPARTIKLER. KLAR TIL TØRRE-  
OVEN

Der sorteres i 3 grupper med følgende fraktioner

Organisk – eller rest herfra

- Madaffald
- Synligt
- HPA

Naturlig forekommende

- Æggeskaller
- Sten

Miljøfremmede

- Glas
- Metal
- Plast
- Tekstil
- Andet



**BILLEDE 3**  
ØVERST, DE TØRREDE PARTIKLER INDEN DE  
HÅNDSÅRTERES  
NEDERST, ANDEL AF PLASTIK OG ANDET I DEN  
SORTEREDE PRØVE

Renhed i Biopul, andel større end 1,3 mm					
Organisk		Naturlig, sten & æg		Miljøfremmede	
% af TS	% > af vådvægt	% af TS	% > af vådvægt	% af TS	% > af vådvægt
3,0%	3,0%	3,0%	3,0%	3,0%	3,0%

**TABEL 8**  
EKSEMPEL PÅ HVORLEDES RESULTAT PRÆSENTERES



## Kvantificering af Rejekt

Et af de primære mål i denne test er kvantificering af rejektet for at se hvor meget af dette, der kan identificeres til at stamme fra have/parkaffald. Dette bestemmes ved, at en delprøve på 80 liter rejekt håndsorteres i følgende fraktioner, der alle tørres. Formålet hermed er at opstille en massebalance for indholdet i det behandlet affald.

Rejekt udsorteres i følgende fraktioner;

1. Hårdplast
2. Bløddplast > 60x60 mm
3. Bløddplast < 60x60 mm
4. Jern
5. Letmetal
6. Tekstil
7. Andet blandet småt
8. Synligt madaffald
9. Synligt HPA
10. Andet organisk



**BILLEDE 4**

FOTO AF DE FINE DEL FRAKTIONER. BEMÆRK HVORLEDES DET ER MULIGT AT FASTLÆGGE HVAD DEN ORGANISKE FRAKTION BESTÅR AF.

For at få et optimalt arbejdsmiljø og et mere præcist resultat af fraktionering, vaskes hele prøven 3 gange i en blandemaskine med lunket vand.

En operation der også opdeler prøven i 4 fraktioner;

- 0-2 mm,
- 2-10 mm
- 10-40 mm
- Større end 40 mm.

Idet der på blandemaskinen er monteret et net på 40\*40 mm, der tilbageholder store partikler. Mindre partikler ledes på et 10 mm sold i forbindelse med tømning af vaskemaskinen.

Alt vaskevand sigtes til slut på et 2 mm sold.

Alt tilført og fraført vand vejes, således at der som kontrol opstilles en massebalance, der typisk har en afvigelse på under 3%.



**BILLEDE 5**

ØVERST, REJEKT TØMMES EFTER VASKE I BLANDEMASKINE MIDT OG NEDERST, VASKEVAND FILTERES FOR AT MÅLE ANDLEN AF FINE PARTIKLER

Fordelingen mellem de 4 forskellige fraktioner efter vask er typisk (målt) i tørstof.

• 0-2 mm,	0,01	%
• 2-10 mm	0,6	%
• 10-40 mm	44	%
• Større end 40 mm.	54	%

For fraktionerne 0-2 og 2-10 mm bestemmes kun tørstofindholdet. Fraktioner 10-40 mm og større end 40 mm ligges til afdrypning, inden de håndsorteres.



**BILLEDE 6**  
FOTO AF HVORLEDES STORE ELEMENTER KAN FOREKOMME I REJEKTET

Hele fraktionen større end 40 mm sorteres først ved, at alle større partikler fjernes, typisk hårde plastdunke, større stykker bløddplast, tekstil og metal. Men som det ses på billede 7, findes der også ting, som f.eks. en hel sko.

Andel af stor elementer i forhold til hele rejektmængden, målt i vådvægt	21,0%
--	-------

**TABEL 9**  
ANDELEN AF STORT REJEKT I BATCH 2

Fra den tilbagevarende fraktion udtages en delprøve af den mængde rejekt, der ligger på sorterbordet til yderligere håndsortering.

Efter håndsorteringen er der altid en mængde småt blandet tilbage, der er svært at definere. Men som typisk består af småt blødt plast og tekstil.



**BILLEDE 7**  
SORTERINGBORD, MED FRAKTIONEN OVER 40 MM

	> 40 mm	10-40 mm
Andel småt blandet i forhold til hele rejektmængde målt i TS	13,9%	9,6%

**TABEL 10**  
ANDELEN AF SMÅT BLANDET REJEKT I BATCH 2

Alle de enkelte delfraktioner udsorteres, vejes og tørres for at kunne bestemme TS. Mængden af delfraktioner i en batch varierer typisk mellem 28 – 33 rejekt analyse, alt efter hvad der findes i rejekt i de enkelte test.



**TABEL 11 FORDELING I REJEKTET I BATCH 2 MELLEM DE ENKELTE FRAKTIONER EFTER VASKEN OG SEPARERINGEN: TABELLEN VISER, HVOR STOR EN ANDEL AF DETTE, DER ER HÅDNSORTERET.**

	Sum gram	> 40mm	10-40 mm	2-10 mm
Total Våd	24.710	61%	38%	1%
Total TS	9.399	70,8%	28,26%	0,9%
Håndsortet* (våd)	7.854	27%	8%	0

Ved opstilling af masseberegning for, hvad rejektet indeholder, omfordeles fraktionen småt blandet til kendte fraktioner ud fra den procentvise tørstoffordeling af fraktioner i deres gruppe 10-40 mm og større end 40 mm.



**BILLEDE 8**  
SORTERING AF FRAKTIONEN 10-40 MM

Alle data vedr. rejektet omregnes herefter til, hvor meget rejekt fraktionen et ton vådt KOD indeholder.

Bemærk at rejekt fraktionerne altid opgives i kg TS pr. ton vådt affald.

Dette skyldes, at de forskellige rejektfraktioner optager forskellige mængde væske gennem Ecogi anlægget i forhold til deres naturlige tørstofindhold

	Bats 1 ren KOD		
	TS fordeling i prøve	kg rejekt (TS) i en ton affald	delfraktion i en ton affald (kg TS /ton vådt)
Hård plast	8,9%	54,54	4,8
Blødpast	63,3%		34,5
Jern	0,6%		0,3
Let metal	3,6%		2,0
Tekstil	8,7%		4,7
Glas og sten	1,1%		0,6
Andet ikke organisk	5,4%		2,9
Synligt madaffald	2,8%		1,5
Synligt HPA småt	3,1%		1,7
Synligt HPA Stort			
Andet organisk	2,7%		1,5

**TABEL 12**  
INDHOLDET AF REJEKT I BATCH I, BEREGNET SOM BESKREVET

# 6. Databehandling og vurdering af testforløbet

Dette kapitel indeholder 4 afsnit, der giver et overblik over alle de opnåede resultater. Kapitlet vurderer yderligere hvilke usikkerheder, der måtte være i testresultatet.

Kapitlet indeholder følgende afsnit;

- Præsentation af resultaterne fra de 3 testserier.
- Beskrivelse af det produceret biopulp.
- Sammenstilling af data fra test med 25% og 50% HPA-spand.
- Diskussion af usikkerheder i testen.

Råmaterialer KOD, HPA-spand og HPA-plads er specifikt beskrevet i kapitel 7.

Under udførslen af første testserie i juni blev det på sidste testdag, klart at behandling af HPA uden tilførsel af mindst 50% KOD giver bundfald og sedimentation forskellige steder igennem anlægget. Ligesom der kunne konstateres relativt stort slid på enkelte maskindele.

Ved gennemførelsen af batch 8, 100% HPA spand, blev denne test afsluttet ved første pulpning, da materialet ikke kunne opløses (neddeles) og Ecogi anlægget blev belastet urimeligt, hvilket blandt andet kunne høres direkte.

Herefter blev det besluttet at undlade gennemførelsen af batch 8 og 9 med 100% HPA. Ligesom det blev besluttet ikke at gennemføre flere test med HPA-plads. Og i stedet gennemføre test med henholdsvis 25 og 50% HPA-spand i testserierne 2 og 3.

## 6.1 Beskrivelse af Biopulp

Den viste biopulp har stået i et glas i ca. 48 timer, hvorefter det kan ses, at der sker en udskilning af væske mod bunden og biomasse mod toppen.

Denne udfasning begynder allerede efter nogle få timers stille ophold i et tankanlæg.

Bemærk hvor få sten, glas og andre tunge partikler, der søger mod bunden, men som i stedet bliver bundet i biomassen.

Tørstoffet i viste biopulp er ca. 7,5% ved prøveudtagningen.



**BILLEDE 9**

BIOPULP PRODUCERET I OKTOBER 2014 I BATCH 13, 14 OG

15

Tidligere test har vist, at mere end 70% af partikelstørrelsen er under 100 µm.

Test fra dette forsøg viser, at under 1% af vådvægt er større end 1,3 mm.

Som beskrevet i kapitel 4 om selve Ecogi anlægget ses det, at tørstoffet i rå biopulp, typisk ligger på 7-12% TS, men opkoncentreres typisk til 16-19 % TS.

I dette forsøg, hvor målet er at opnå en præcis massebalance, er alle prøver udtaget i den rå biopulp som ligeledes er leveret til biogasanlæg med denne tørstof indhold.

Indholdet i det biopulp, der er produceret i de enkelte batcher fremgår i skemaer senere i dette kapitel.



**BILLEDE 10**

FOTO ER TAGET AF EN TYPISK BIOPULP, DER LANGSOMT ER TØRRET I ET RØR MED EN DIAMETER PÅ 110 MM. HVOREFTER DET ER SKÅRET I SKIVER FOR AT DEMONSTRERE FIBER STØRRELSE OG RENHED.



**BILLEDE 11**

FOTOET VISER TØRRET BIOPULP, BATCH 11, STØRRE END 1,3 MM, UDLAGT PÅ ET MILLIMETER PAPIR FOR HÅNDSORTERING FOR AT DOKUMENTE BÅDE RENHED OG ANDELEN AF PARTIKELER OVER 1,3 MM I BIOPULP. DER ER 5 MM MELLEMLIG HVER BLÅ STREG.

FOTO FRA SAMME BATCH VISER DE ENKELTE FRAKTIONER, DER ER UDSORTERET VED DENNE TEST

Fælles for alle foto er, at de er udtaget i batch 3, med 75 % HPA spand, sigtet og alt biopulp over 1,3 mm er tørret og udlagt på et millimeter papir for håndsortering for at dokumentere både renhed og andelen.

Der er 5 mm mellem de blå streger.

Bemærk at biopulp indeholder langt mere plantefiber end normalt ved rent behandlet KOD, som i ovenstående test.



**BILLEDE 12**  
FOTO, FRA BATCH 6 MED 75% HPA SPAND VISER TØRRET  
BIOPULP OVER 1,3 MM



**BILLEDE 13**  
SORTET BIOPULP >1,3 MM FRA BATCH 6



**BILLEDE 14**  
FOTO AF PLANTEFIBER FRA SORTET PRØVE AF BIOPULP  
BATCH 6

## 6.2 Sammenstilling af data

De følgende skemaer er lavet på baggrund af den data, som blev indsamlet igennem hele projektet. Alt data er opsamlet og behandlet i et større regneark.

Alle gennemførte beregninger er stikprøvevis kvalitetskontrolleret af DTU miljø i forbindelse med udarbejdelsen af LCA analysen.

Resultater for første testserie er vist samlet. De øvrige resultater er opstillet, således at de enkelte blandinger er samlet for at give et godt overblik.

	100% KOD	HPA Spand			HPA Plads		
	Bats 1	Bats 2 25%	Bats 4 50%	Bats 6 75%	Bats 3 25%	Bats 5 50%	Bats 7 75%
Tørstof i Biopulp	7,4%	8,8%	10,7%	11,7%	9,9%	12,2%	16,8%
Aske indhold i Biopulp	18,7%	37,0%	49,5%	64,1%	43,7%	58,8%	72,5%
Rumvægt, kg pr. m <sup>3</sup>	1002	1016	1042	1033	1006	1038	1057
Kg TS udvundet pr. ton input	275,6	327,3	422,2	422,8	341,6	406,5	523,2
Kg VS udvundet pr. ton input	224,2	206,2	213,3	151,9	192,3	167,5	143,7
Udvundet HPA, målt våd	--	94,4%	87,3%	96,8%	89,4%	86,9%	97,0%
Kg rejek pr. ton ind, våd vægt	105,3	112,9	115,3	106,0	163,4	105,5	104,6
Rejekt tørstof	52%	53%	55%	50%	55%	50%	56%
Organisk indhold i rejekt % af TS	8,5%	19,6%	26,8%	24,1%	19,4%	45,1%	17,5%
Heraf syndligt HPA i rejekt	3,1%	14,1%	23,6%	22,1%	11,5%	44,8%	15,5%
Tabt organisk i rejekt. I forhold til udvundet, målt på tørstof	1,7%	3,6%	4,0%	3,0%	5,1%	5,8%	1,9%

TABEL 13

SKEMA VISER, HVILKET ORGANISK INDHOLD, DER ER UDVUNDET FRA DE FORSKELLIGE BATCHER OG HVOR MEGET ORGANISK, DER ER TABT TIL REJEKTET I FØRSTE TESTSERIE.

Rejekt indhold	100% KOD	HPA Spand			HPA Plads		
kg TS pr. ton indput (våd)		25%	50%	75%	25%	50%	75%
	Bats 1	Bats 2	Bats 4	Bats 6	Bats 3	Bats 5	Bats 7
Hård plast	4,8	0,9	4,5	1,5	4,6	2,3	6,9
Blødpast	34,5	29,8	14,0	12,1	31,3	9,4	22,4
Jern	0,3	0,0	1,8	0,8	0,0	2,1	0,0
Let metal	2,0	1,6	1,1	0,2	5,9	0,3	1,7
Tekstil	4,7	12,6	22,6	5,0	13,8	7,4	6,9
Glas og sten	0,6	3,1	1,8	17,8	15,5	5,5	8,5
Andet ikke organisk	2,9	0,4	0,8	2,4	1,6	1,3	1,7
Synligt madaffald	1,5	1,7	1,2	0,4	3,0	0,1	0,3
Synligt HPA	1,7	8,5	15,0	11,6	10,4	23,1	9,0
Andet organisk	1,5	1,6	0,8	0,7	4,2	0,1	0,8
Samlet rejekt andel	54,5	60,2	63,7	52,6	90,4	51,5	58,4

TABEL 14

SKEMAET VISER REJEKT INDHOLDET FRA DE ENKELTE BATCHER MED FORSKELLIGE FRAKTIONER



Renhed i Biopulp		100% KOD	HPA Spand			HPA Plads		
			25%	50%	75%	25%	50%	75%
		Bats 1	Bats 2	Bats 4	Bats 6	Bats 3	Bats 5	Bats 7
Andel af Biopulp >1,3 mm	% af TS	3,90%	6,00%	6,70%	5,70%	6,90%	7,10%	4,50%
	% af vådvægt	0,29%	0,53%	0,72%	0,67%	0,69%	0,86%	0,76%
Organisk indhold >1,3 mm	% af TS	2,70%	4,65%	5,76%	5,19%	5,62%	6,02%	0,84%
	% af vådvægt	0,20%	0,41%	0,62%	0,61%	0,56%	0,74%	0,65%
Naturligt ikke organisk indhold >1,3 mm, æggeskaller og sten	% af TS	0,81%	0,74%	0,80%	0,49%	0,72%	0,70%	0,58%
	% af vådvægt	0,06%	0,07%	0,09%	0,06%	0,07%	0,09%	0,10%
Miljøfremmede >1,3 mm Plast, glas, metal, tekstil mv.	% af TS	0,39%	0,58%	0,17%	0,04%	0,62%	0,36%	0,08%
	% af vådvægt	0,03%	0,05%	0,02%	0,01%	0,06%	0,04%	0,01%

**TABEL 15**  
SKEMAET VISER RENHEDEN I DET PRODUCERET BIOPULP

I kapitel 7, hvor den modtaget og behandlet KOD beskrives, ses der på en fotoserie af det KOD, der er leveret til de enkelte testserier, en tydelig forskel i forholdet mellem plast og papirposer.

Dette sammenholdt med den målte rejekt mængde i KOD, som vist i skemaet til højere, viser tydeligt, at der er en fysisk forskel på den KOD i de forskellige testserier.

Forskellen kan begrundes med, at den leveret KOD, ikke repræsenterer de samme kommuner, som fra Vestforbrændning i de enkelte testserier.

	100% KOD		
	Bats 1	Bats 10	Bats 13
TS i Biopulp	7,4%	7,7%	7,3%
Aske indhold i Biopulp	18,7%	19,6%	13,4%
Rumvægt, kg pr. m <sup>3</sup>	1002	993	991
Kg TS udvundet pr. ton input	275,6	284,1	267,5
Kg VS udvundet pr. ton input	224,2	228,4	231,7
HPA tabt i rejekt (vådvægt)	--	—	—
Kg rejek pr. ton ind, våd vægt	105,3	138,8	142,9
Rejekt tørstof	52,0%	47,5%	41,7%
Organisk indhold i rejekt % af TS	8,5%	29,1%	9,7%
Heraf syndligt HPA i rejekt	3,1%	8,7%	3,0%
Tabt organisk i rejekt. I forhold til udvundet TS	1,7%	6,9%	2,2%

**TABEL 16**  
SKEMAET TIL HØJERE VISER RESULTATERNE FOR PULPNINGER AF 100% KOD.  
BATCH 1 ER UDFØRT JUNI 2014.  
BATCH 10 ER UDFØRT SEPTEMBER 2014.  
BAST 13 ER UDFØRT OKTOBER 2014.

	25 % HPA Spand			50 % HPA Spand		
	Bats 2	Bats 11	Bats 14	Bats 4	Bats 12	Bats 15
TS i Biopulp	8,8%	8,4%	8,9%	10,7%	8,5%	9,2%
Aske indhold i Biopulp	37,0%	32,1%	36,3%	49,5%	42,8%	48,3%
Rumvægt, kg pr. m <sup>3</sup>	1016	1003	986	1042	1013	984
Kg TS udvundet pr. ton input	327,3	335,2	329,9	422,2	355,1	320,5
Kg VS udvundet pr. ton input	206,2	227,4	215,7	213,3	199,6	185,9
HPA tabt i rejekt (vådvægt)	5,6%	17,6%	4,6%	12,7%	5,0%	4,7%
Kg rejek pr. ton ind, våd vægt	112,9	155,8	133,3	115,3	163,5	140,1
Rejekt tørstof	53,0%	47,8%	51,3%	55,0%	45,4%	48,3%
Organisk indhold i rejekt % af TS	19,6%	50,3%	24,9%	26,8%	43,7%	35,2%
Heraf syndligt HPA i rejekt	14,1%	31,6%	17,1%	23,6%	43,5%	34,7%
Tabt organisk i rejekt. I forhold til udvundet TS	3,6%	11,2%	5,2%	4,0%	9,1%	7,4%

**TABEL 17**

SKEMA BESKRIVER RESULTATERNE FOR PULPNINGERNE MED HENHOLDSVIS 25% OG 50% TILSÆTNING AF HPA-SPAND TIL DEN TIDLIGERE BESKREVET KOD.

I ovenstående skema kan det observeres, at testserien, kørt i september, giver en større mængde rejekt og højere andel HPA i rejektet end de to øvrige test.

Ved sammenligning af data i kapitel 7 fra HPA-spand, anvendt i de 3 perioder, ses følgende;

I testserie 2 indeholder HPA spand 378 kg organiske pr. ton input, mod 299 og 281 i de to øvrige testserier.

Ligesom askeindholdet i denne testserie for HPA-spand var 24% af TS, mod 29,8 og 39,8 % af TS i de to øvrige testserier.

Disse observationer indikerer, at den HPA, der er anvendt i september, må have et større indhold af større pinde og mindre småt, som græs og blade end de to øvrige testserier.

### 6.3 Diskussion af sikkerhed på resultaterne af testen

Største usikkerhedsfaktorer i hele testen vurderes at være massebalancer. Primært fordi der både måles i vægt og volumen og fordi de forskellige input materialer har meget forskellige fysiske egenskaber.

Til gengæld er output materialet, biopulp, meget ens gennem hele forløbet.

Efter vurderinger af usikkerheder og fejlvisning på flowmåleren i anlægget og erfaringer for hvornår disse usikkerheder opstår, er en beregningsmodel valgt, hvor output er lig input. Det vil sige, at der kun arbejdes med værdier fra den ene flowmåler der måler den masse, der er pumpet ind i pulperen i de enkelte forskellige procestrin.

Og følgende forudsætninger er anvendt i regnemodellen.

- I separatoren ligger der fast 0,8 m<sup>3</sup> i fasen mellem separation og vask. Ligesom dette også findes i separatoren når denne tømmes i rejekt-skruepresseren.
- Fra tømning af separator og presning af rejekt i skruepresseren ledes der 0,8 m<sup>3</sup> direkte tilbage, som rent vand i systemet.
- Mængden af de enkelte affaldsfraktioner, der er anvendt i de enkelte pulpninger er bestemt ved vejning på KomTeks brovægt, der har en vejenøjagtighed på +/- 20 kg.
- Alt rejekt der er fraført af de enkelte batcher, er vejlet på brovægten.

**Med den valgte model for bestemmelse af massebalance, er differensen mellem den samlet produceret mængde biopulp målt i flowmåleren ind i Ecogi anlægget i forhold til den udvejet mængde biopulp på KomTeks brovægt;**

- Testserie 1     -1,7%
- Testserie 2     -5,1%
- Testserie 3     -4,3%

En anden væsentlig usikkerhedsfaktor i masseberegningerne er tørstof indholdet i den KOD, der behandles. Især fordi denne er meget svær at måle direkte, da det er vanskeligt at udtage fornuftige repræsentative prøver af materialet af dagrenovationen.

Tørstof indholdet i KOD er derfor beregnet på baggrund af den producerede mængde biopulp og dennes analyserede tørstofindhold fratrasket den mængde tørstof, der er fraført rejektet.

På brovægten blev der vejlet, at 6,71 ton KOD er anvendt i de 3 pulpninger, som batch 1 består af.



Beregnet tørstof mængde	Bats 1		
	m3 (ton)	TS	ton TS
TS fra Biopulp - separation	18,67	7,4%	1,38
TS fra Biopulp fra vask	15,95	2,0%	0,32
TS i Rejekt	0,65	51,7%	0,34
Samlet mængde Tørstof i Råmateriale		33,0%	2,04

**TABEL 18**

SKEMAET VISER DE MÅLTE TØRSTOFMÆNGDER I BATCH 1, OG DET BEREGNET TØRSTOFINDHOLD I KOD.

Der vurderes ingen større usikkerheder på det beregnede tørstofindhold i KOD, da dette er beregnet på en relativt stor mængde. De udtagne prøver af biopulp er udtaget fra et helt homogent produkt, og tørstofanalyserne er målt på ca. 2 kg masse.

I de næste skemaer vurderes usikkerheden mellem de målte output værdier på de 3 fraktioner, der er produceret i første testserie;

- Biopulp fra separation,
- Biopulp fra vask
- Rejekt

Og input mængde fra de 3 anvendte affaldsfraktioner

- KOD
- HPA-spand
- HPA-plads

Usikkerheden findes ved at finde forskellen mellem den forventede mængde tørstof af de enkelte batcher og den analyserede mængde TS i den produceret biomasse. Den forventede mængde TS er beregnet på baggrund af anvendt input materiale og den målte.

Kontrol beregning på masse balance for TS	100% KOD	HPA Spand			HPA Plads		
		25%	50%	75%	25%	50%	75%
Håndteret ton pr. bats	Bats 1	Bats 2	Bats 4	Bats 6	Bats 3	Bats 5	Bats 7
Tilført KOD, [1]	2,04	1,53	1,00	0,50	1,52	1,02	0,51
Tilført HPA, [2]	--	0,66	1,29	1,93	1,03	2,06	3,08
Beregnet mængde tørstof	--	2,20	2,29	2,43	2,54	3,08	3,58
Afgivelse i forhold til målt tal [3]	--	-8,6%	-22,2%	-15,4%	-3,9%	9,0%	0,6%

[1] Beregnet på baggrund af de målte værdier fra output i bats 1 med 100% KOD

[2] Beregnet på baggrund af målte TS værdier fra analyse af HPA spand og HPA plads

[3] Målte tal er analyseret i de 3 output fraktioner i hver bats, Biopulp separation, Biopulp vask og rejekt

**TABEL 19**

SKEMAET FORNEDEN VISER AFVIGELSER I DE ENKELTE BATCHER MÅLTE TØRSTOFINDHOLD MELLEM INPUT OG OUTPUT.

Kontrolberegning på massebalance for VS. Håndteret ton pr. bats	100% KOD	HPA Spand			HPA Plads		
		25%	50%	75%	25%	50%	75%
	Bats 1	Bats 2	Bats 4	Bats 6	Bats 3	Bats 5	Bats 7
Tilført KOD, [1]	1,38	1,04	0,69	0,35	1,04	0,69	0,35
Tilført HPA, [2]	0,00	0,46	0,91	1,35	0,34	0,68	1,01
Samlet beregnet input VS	1,38	1,50	1,60	1,70	1,38	1,37	1,36
VS fra organisk i Rejekt [3]	0,020	0,057	0,072	0,052	0,079	0,105	0,047
Målt VS i Biopulp [4]	1,38	1,28	1,61	1,61	1,18	1,41	1,80
% afvigelse på beregnet input i forhold til målt VS i Biopulp	1,4%	21,8%	3,5%	8,9%	23,6%	4,8%	-21,9%

**TABEL 20**  
SKEMAET VISER AFVIGELSER I DE ENKELTE BATCHER FOR VS MELLEM INPUT OG OUTPUT. VS ER I DENNE TEST DEFINERET SOM GLØDETAB.

Kontrol beregning på masse balance for TS og VS Beregnet for håndteret ton input pr. bats [3]	100% KOD	HPA Spand		100% KOD	HPA Plads	
		25%	50%		25%	50%
	Bats 10	Bats 11	Bats 12	Bats 13	Bats 14	Bats 15
% afvigelse i forhold til målt tal for TS	--	5,0%	-1,1%	--	-9,0%	5,0%
% afvigelse på beregnet input i forhold til målt VS i Biopulp	1,7%	22,8%	58,1%	36,8%	19,6%	63,2%

**TABEL 21**  
OVENSTÅENDE SKEMA VISER DE BEREGNEDE AFVIGELSER FOR TESTSERIE 2 OG 3, MELLEM DE ANALYSEREDE MÅLTE VÆRDIER OG MÆNGDEN AF DET TILFØRTE MATERIALE.

Det kan konstateres, at der er en relativ lille usikkerhed på de angivne tørstofmålinger, da der er en god sammenhæng mellem de værdier, som beregnes på grundlag af output materialet, dvs. biopulp og rejekt, og de fundet værdier for inputmateriale, dvs. KOD og HPA.

Til gengæld findes der på VS analyser en relativ stor forskel mellem de to beregnede metoder.

Afvigelse i de enkelte batcher kan være analyseusikkerheder, men de anses som relative små, da der i alle test er anvendt prøver på ca. 2 kg.

Største fejlkilde vurderes at være usikkerhed i målingerne på de 2 input fraktioner, da disse ikke er homogene. Og en mindre usikkerhed på kvantificering af de forskellige fraktioner i rejekt. Dog ses ved kvantificeringen af rejektet en relativ stor spredning i indholdet af primært tekstil og HPA, der også kan tyde på en vis usikkerhed ved udtagning af de enkelte delprøver.

Det vurderes, at den primære usikkerhed ligger i variationen af de affaldsfraktioner, der anvendes til testen. Især fordi de er anvendt, som de er modtaget og kun blandet/homogeniseret ved simple blanding med en gummiged.

Dette kan bekræftes ved de enkelte fund af større mængde fejlfraktioner i enkelte rejekt analyser, hvor der eksempelvis er fundet store rester af et fortelt og større stykker HPA, som træstammer.

# 7. Beskrivelse af de forskellige affaldsfraktioner

I dette kapitel beskrives de 3 forskellige fraktioner, der er behandlet i denne test.

1. Kildesorteret organisk dagrenovationen (KOD); indsamlet i Vestforbrændings opland.
2. Have/parkaffald – spand; indsamlet ved kildesortering i Vejle kommune
3. Have/parkaffald – plads; specielt oparbejde på KomTeks anlæg.

Fælles for alle 3 fraktioner er, at de er indsamlet og leveret til KomTek i dagene op til testene samt at affaldet er hentet, som det forekommer i den daglige produktion. Det vil sige, at intet af affaldsfraktioner er specielt fremstillet til testen.

## a. Kildesorteret organisk affald (KOD)

I Vestforbrændings koncept for KOD, indsamles dette og køres fra alle de deltagende kommuner\* til omlæsseplads i Frederiksværk. Hvorfra dette normalt læsses på større vognlæs og køres til behandling hos Biovækst.

Det anvendte KOD er læsset repræsentativt, som det er indsamlet, og er modtaget i ugen op til hver test.

Til hver af testserierne er der leveret ca. 32 ton KOD, der efter modtagelse hos KomTek er blandet således, at den mængde, der indgår i de enkelte batchs, er repræsentativt for den mængde, der er modtaget.

I kapitlet ”Beskrivelse af de enkelte fraktioner” beskrives de grundlæggende tests med mere detaljeret fotos af resultatet af testen på ren KOD.

		Test serie		
KOD		1	2	3
Tørstof	%	33,0	35,0	32,7
Rumvægt	kg/m <sup>3</sup>	151,3	235,0	205,0
Organisk indhold	kg/ton våd	268,8	281,7	282,6
Samlet rejekt	kg TS/ton input	54,5	65,1	59,9

TABEL 22  
SAMMENDRAG AF RESULTAT FOR LEVERET KOD

På de næste sider er der en fotoserie af det KOD, der blev behandlet i de enkelte serier. Enkelte tilfældige poser er åbnet med en kniv, for at give et indblik af indholdet.



**BILLEDE 15**  
 FOTO AF DAGRENOVATION ANVENDT I SERIE 1, BATCH 1





**BILLEDE 16**  
 FOTO AF DAGRENOVATION ANVENDT I SERIE 2, BATCH 10





**BILLEDE 17**  
FOTO AF DAGRENOVATION ANVENDT I SERIE 3, BATCH 13

	100% KOD		
	Bats 1	Bats 10	Bats 13
TS i Biopulp	7,4%	7,7%	7,3%
Aske indhold i Biopulp	18,7%	19,6%	13,4%
Rumvægt, kg pr. m <sup>3</sup>	1002	993	991
Kg TS udvundet pr. ton input	275,6	284,1	267,5
Kg VS udvundet pr. ton input	224,2	228,4	231,7
HPA tabt i rejekt (vådvægt)	--	--	--
Kg rejek pr. ton ind, våd vægt	105,3	138,8	142,9
Rejekt tørstof	52,0%	47,5%	41,7%
Organisk indhold i rejekt % af TS	8,5%	29,1%	9,7%
Heraf syndligt HPA i rejekt	3,1%	1,6%	3,0%
Tabt organisk i rejekt. I forhold til udvundet TS	1,7%	6,9%	2,2%

**TABEL 23**

SKEMA BESKRIVER DEN BIOPULP OG REJEKT, DER ER PRODUCERET I DE ENKELTE BATCHER, HVOR DER ER BEHANDLET REN KOD I HVER AF DE 3 TESTSERIER.



	Grænse værdi	Bats 1 100% KOD	Bats 10 100% KOD	Bats 13 100% KOD
mg/kg TS				
<b>Kvælstof</b>	--	26.000	26.000	25.000
<b>Fosfor</b>	--	4.600	2.800	3.800
<b>Bly</b>	120	4,6	4,4	9,8
<b>Cadmium</b>	0,8	0,21	0,15	0,1
<b>Chrom</b>	100	6,7	8	4,8
<b>Kobber</b>	1000	26	31	25
<b>Nikkel</b>	30	5,1	31	2,7
<b>Zink</b>	4000	97	84	71
<b>Kviksølv</b>	0,8	<0,02	0,02	<0,02
<b>PAH</b>	3	2,3	0,27	0,07
<b>NPE</b>	10	0,56	7,8	0,51
<b>DEPH</b>	50	14	25	6,2
<b>LAS</b>	1300	50	<50	<50

Værdi der er bemærkelsesværdig høj

Grænseværdi overskredet

**TABEL 24**

SKEMA VISER INDHOLD AF NÆRINGSSTOFFER OG TUNGMETALLER FOR DE ENKELTE TESTSERIER AF REN KOD

I testserie 2, batch nr. 10, overskrider indholdet af nikkel grænseværdierne fra slambekendtgørelsen. Det skal bemærkes, at resultatet er identisk med indholdet af kobber.

Indholdet af miljøfremmede stoffer i batch 1 (PAH) og i batch 10 (NPE) er relative høje og tæt på grænseværdien. Dette vurderes at være korrekt, da disse værdier også er relative høje i analyserne med KOD og 50% HPA spand.

Analyserne er foretaget af Højvang Laboratorier A/S lab. Rep. 1424-746-01, 1438-661-01, 1443-807-01.

## b. HPA-spand

HPA-spand er have/parkaffald, der er indsamlet i Vejle kommune i 240 liter spande, der er placeret hos de enkelte parcel og rækkehuse i kommunen.

Spandene tømmes hver 4. uge hos den enkelte borger med en normal komprimatorbil, som aflæser på Vejle genbrugscenter.

Denne fraktion holdes adskilt fra det have/parkaffald, der indleveres af borgeren på genbrugspladsen. Dette består typisk af større grene og stød.

Baggrunden for at undersøge HPA-spand i forhold til normalt indsamlet have/parkaffald er, at det formodes indeholde mere græs og mindre stykker træ end det have/parkaffald, som den enkelte borger selv køre med trailer til genbrugspladsen.

Endvidere forventes, at græs og mindre stykker haveaffald, som indsamles i spande, ikke bliver omsat – komposteret – i spanden, som hvis dette ligger i en stor stak og tager varme samme dag, som når det stakkes op.

Til hver af de 3 testserier er der leveret ca. 20 ton HPA, der er indsamlet i ugen op til testkørselen.

Selvom den modtaget HPA bliver blandet i både komprimatorbil ved indsamling, på omlasteplads i Vejle, ved læsning og inden prøvetagningen, er der i de enkelte prøver en vis homogenitet, som de næste foto viser.



**BILLEDE 18**  
FOTOS AF HPA-SPAND LEVERET TIL FØRSTE TESTSERIE



**BILLEDE 19**  
FOTOS AF HPA LEVERET TIL TESTSERIE 2.



**BILLEDE 20**  
FOTOS FRA TESTSERIE 2 AF BESTEMMELSEN AF RUMVÆGT VED VEJNING I 60 LITER KAR



**BILLEDE 21**  
FOTOS FRA TESTSERIE 3; EFTER BESTEMMELSEN AF RUMVÆGT UDTAGES EN RÆKKER MINDRE PRØVER FOR BESTEMMELSE AF VANDINDHOLD OG ASKEINDHOLD





**BILLEDE 22**  
FOTOS FRA TESTSERIE: 2 KG PRØVER TØRRES FOR VIDERE TESTNING

HPA spand		Test serie								
		1			2			3		
		værdi	std afvigelse	prøver	værdi	std afvigelse	prøver	værdi	std afvigelse	prøver
Tørstof	%	42,6		1	49,9	5,2	3	46,8	1,8	2
Organisk indhold	kg/ton våd	299,1		2	378,7		5	281,3		4
Rumvægt	kg/m <sup>3</sup>	449,6		3	183,0	6,95	3	286,3	6,25	3
Aske	% af TS	29,8		2	24,1	5,1	5	39,9	2,4	4

**TABEL 25**  
RESULTATERNE AF ALLE DE TESTS, DER ER UDFØRT PÅ HPA-SPAND. TESTENE ER UDFØRT, SOM BESKREVET I KAPITEL 5

I første testserie blev der ved en fejl kun udtaget en prøve til bestemmelse af tørstof og derfor kun én analyse at arbejde videre med for bestemmelse af aske.

I 3 testserie gik en tørstofprøve tabt.

Selvom der i disse tests er en relativ stor usikkerhed på prøvetagning, både i forbindelse med grundprøven og udtagelse til bestemmelse af askeindhold, vurderes resultaterne at være valide, grundet den forholdsvis lille standartafvigelse mellem de enkelte test.

### c. HPA-plads

HPA-plads er indsamlingsplads for det HPA affald, som KomTek dagligt indsamler fra genbrugspladser i Egtved, Give og Børkop;

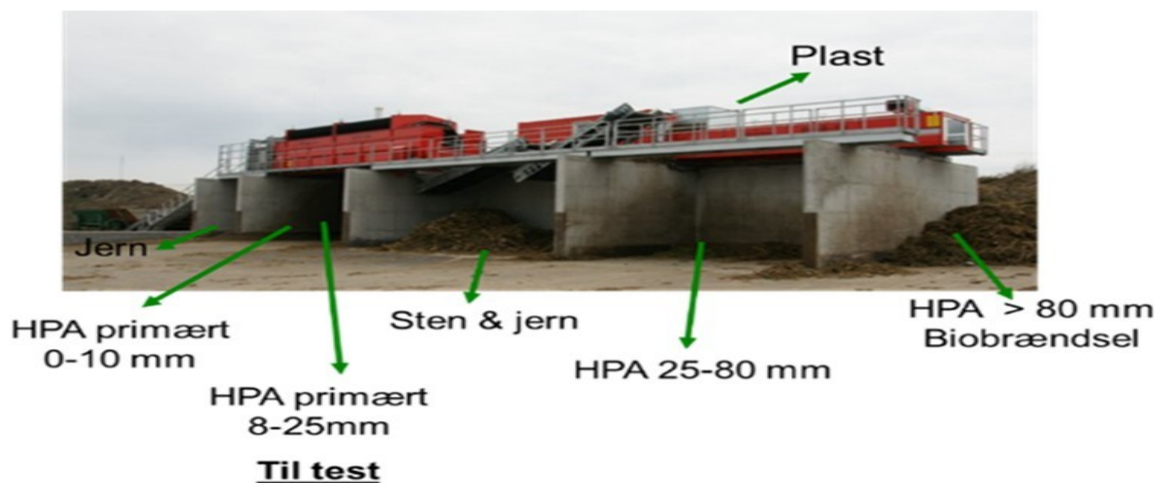
Ved afhentning af HPA til denne test er det forsøgt, at der primært læsses frisk modtaget have/parkaffald, således at det let omsættelige .



**BILLEDE 23**

FOTO AF HPA-PLADE, TAGET INNEN DET NEDDELSER OG OPARBEJDES

HPA, som anført på fotoet på forrige side, er oparbejdet maksimalt 5 dage efter det er modtaget. Det er blevet knust på en langsomgående neddeler og straks herefter bliver sorteret på KomTeks stationær sorterings anlæg og lagring på genbrugspladsen.



**BILLEDE 24**

KOMTEKS STATIONÆR SORTERINGS ANLÆG

Af de 250 ton HPA der er indvejet, blev der produceret ca. 25 ton i størrelsen 8-25 mm, som kunne anvendes til testen.

Data på det produceret HPA-plads:

Rumvægt	675 kg/m <sup>3</sup>
Tørstof	67 %
Aske	66,6 %

I løbet af første testserie kunne det konkluderes, at dette produkt grundet det relative høje askeindhold ikke er velegnet til anvendelse i Ecogi anlægget, da jord og det mineraliseret (komposteret) materiale bundfælder forskellige steder i Ecogi anlægget og giver forholdsvist stor slitage.

Derfor blev det stoppet med at teste oparbejdet have/parkaffald.



**BILLEDE 25**  
FOTOET VISER PRODUKTET, DER BLEV PRODUCERET AF  
HPA-PLADS

# 8. Biogaspotentiale

DTU miljø har gennemført analyser på den producerede biomasse fra de enkelte batcher for at måle biogaspotentialet.

Dette afsnit er skrevet af Jacob Møller, Irina Naroznova og Charlotte Scheutz fra DTU Miljø.

For at få et bud på, i hvor høj grad have/parkaffald kan danne baggrund for biogasproduktion, blev biometanpotentialet (BMP) i pulpet fra Ecogi-teknologien bestemt vha. laboratorieforsøg, udført på DTU Miljø. BMP repræsenterer den maksimale mængde metan, der kan produceres ud fra et substrat under optimale procesforhold (Angelidaki et al., 2009). Optimale procesforhold inkluderer bl.a. temperatur, organisk belastningsgrad, inokulum-substrat forhold, tilstedeværelse af næringsstoffer, samt fravær af hæmninger af biogasprocessen. Desuden tillades processen at løbe helt til ende, hvilket ikke kan lade sig gøre ved kommerciel biogasproduktion.

BMP giver således en indikation af hvor godt et substrat, det er til biogasproduktion, men normalt kan det ikke forventes at nå denne produktion ved kommerciel produktion i et fuldskalaanlæg, ofte grundet en for kort opholdstid i anlægget. Afhængigt af biogasanlæggets teknologi samt driftsparametre vil det være muligt at opnå en biogasproduktion (yield, dvs. udnyttelse) mellem 70 og 90 % af BMP. I "tørre" kombinerede komposterings- og biogasanlæg med heterogene substrater vil en lavere produktion være typisk. Hvorimod "våde" anlæg med homogene substrater vil kunne opnå en betydelig højere produktion udtrykt som procent af BMP, der kan omdannes til biogas.

BMP blev målt i prøver af biopulp fra Ecogi-teknologien, som havde sin oprindelse i forskellige blandingsforhold mellem have/parkaffald (HPA) og kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Forsøgene blev udført ved anaerob inkubation af små mængder biopulp inokuleret med et anaerobt inokulum. Forsøgene blev udført med glasflasker, forsynet med gastætte gummipropper, som beskrevet af Hansen et al. (2004). Inkubationstemperaturen var 55 °C. Metanproduktionen blev målt indtil et plateau blev nået, hvorefter forsøget blev afbrudt (efter 30-41 dage i forskellige forsøgsserier). Der blev udført to forskellige forsøgsopsætninger med forskellige typer have/parkaffald og blandingsforhold mellem HPA og KOD. Inokulum var ligeledes forskellige i de to forsøgsopsætninger.

I forsøgsopsætning 1 blev biopulpprøver analyseret fra den første testserie af fuldskalaforsøg med pulpning af HPA udført i juni (batch 1-7). I forsøgsopsætning 2 blev prøver fra testserie 2 og 3, dvs. august og oktober (batch 10-12 og 13-15) analyseret. Hver prøve blev udført med tredobbelte replikater i flasker fyldt med 4 g VS biopulp/L. Til kontrol benyttedes cellulose (Avicel pulver fra Fluka, Sigma-Aldrich). Andre oplysninger om forsøgsopsætninger og de endelige resultater følger nedenfor. Alle resultater blev udtrykt ved standardtemperatur og -tryk (STP).

Blandingsforhold mellem HPA og KOD fra fuldskalaforsøgene, som lå til grund for biopulpene, der blev benyttet i forsøgsopsætning 1 og 2, kan ses af **TABEL 26**. I batch 1 pulpedes KOD uden tilstedeværelse af HPA for at få et estimat af BMP fra KOD alene. Af driftstekniske grunde var det ikke muligt at udføre fuldskalaforsøgene med HPA alene uden iblanding af KOD, hvorfor der ikke forefindes BMP-tests af pulp baseret på ren HPA. Inokulum i forsøgsopsætning 1 stammede fra et pilotskalabiogas anlæg på DTU Miljø. I forsøgsopsætning 2 benyttedes et inokulum fra et dansk fuldskalabiogasanlæg.

	KOD	HPA-spand	HPA-plads
<b>Forsøgsopsætning 1</b>			
<sup>1</sup> Batch 1	100 %	0	0
Batch 2	75 %	25 %	0
Batch 3	75 %	0	25 %
Batch 4	50 %	50 %	0
Batch 5	50 %	0	50 %
Batch 6	25 %	75 %	0
Batch 7	25 %		75 %
<b>Forsøgsopsætning 2</b>			
Batch 10	100 %	0	0
Batch 11	75 %	25 %	0
Batch 12	50 %	50 %	0
Batch 13	100 %	0	0
Batch 14	50 %	50 %	0
Batch 15	50 %	50 %	0

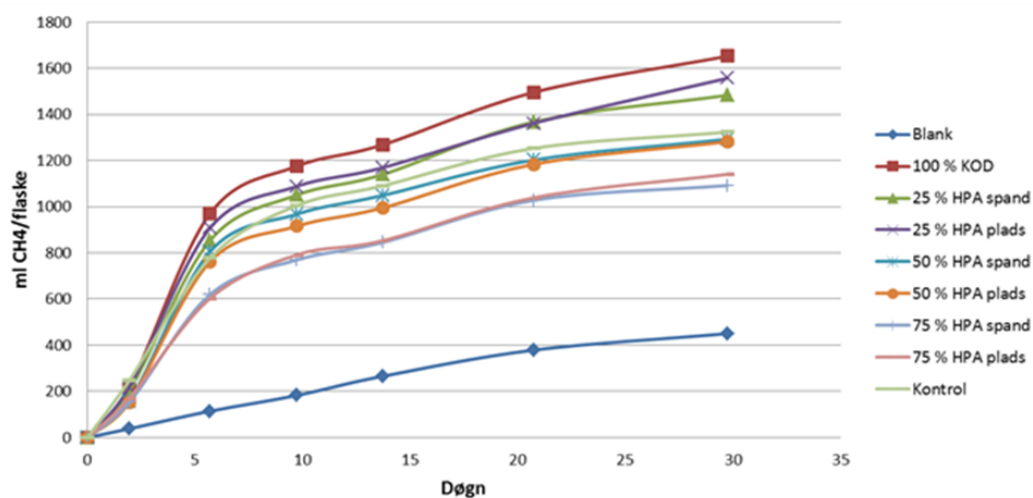
**TABEL 26**

TABEL VISER BLANDINGSFORHOLD MELLEM HAVE/PARKAFFALD FRA HHV. INDSAMLINGSORDNING (HPA-SPAND) OG GENBRUGSPADS (HPA-PLADS) OG KILDESORTERET ORGANISK DAGRENOVATION (KOD) VED PULPNING VHA. ECOGI-TEKNOLOGIEN ANVENDT I FORSØGSOPSÆTNING 1 OG 2.

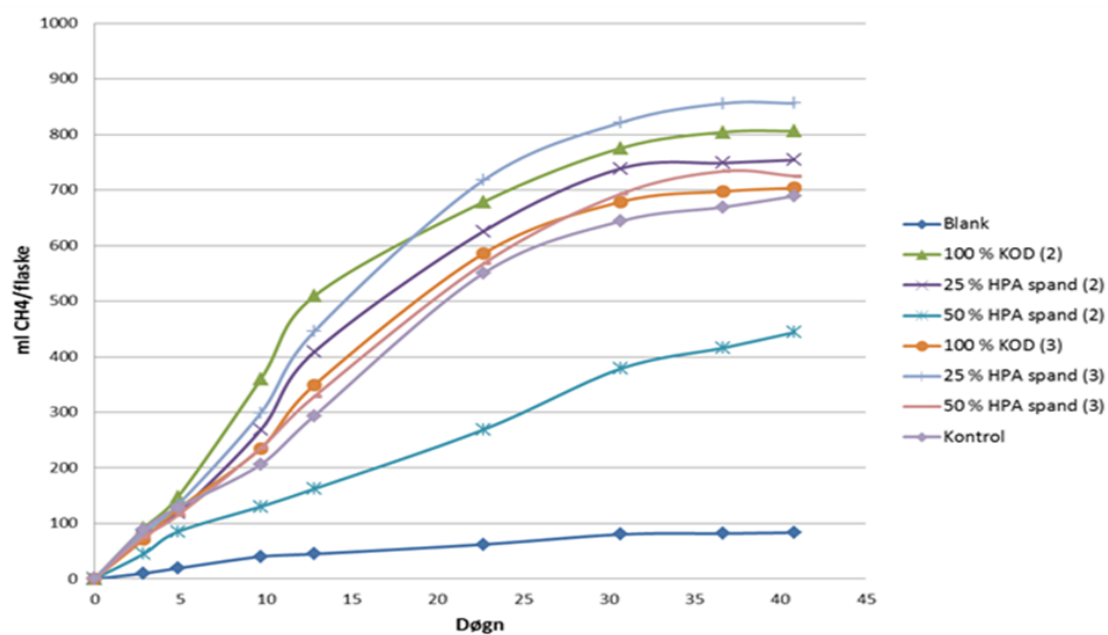
<sup>1</sup>"Batch" refererer til et fuldskalaforsøg med pulpning af en blanding af KOD og HPA.

Resultaterne af BMP-målingerne i forsøgsopstilling 1 og 2 målt på biopulpene fra testserie 1 og 2 kan ses på Figur 26 og Figur 27. Efter en fase på ca. 1 uge med relativ hurtig metanproduktion faldt metanproduktionshastigheden over de næste uger, indtil biogasproduktionen tog helt af efter ca. 30 til 40 dages inkubation.





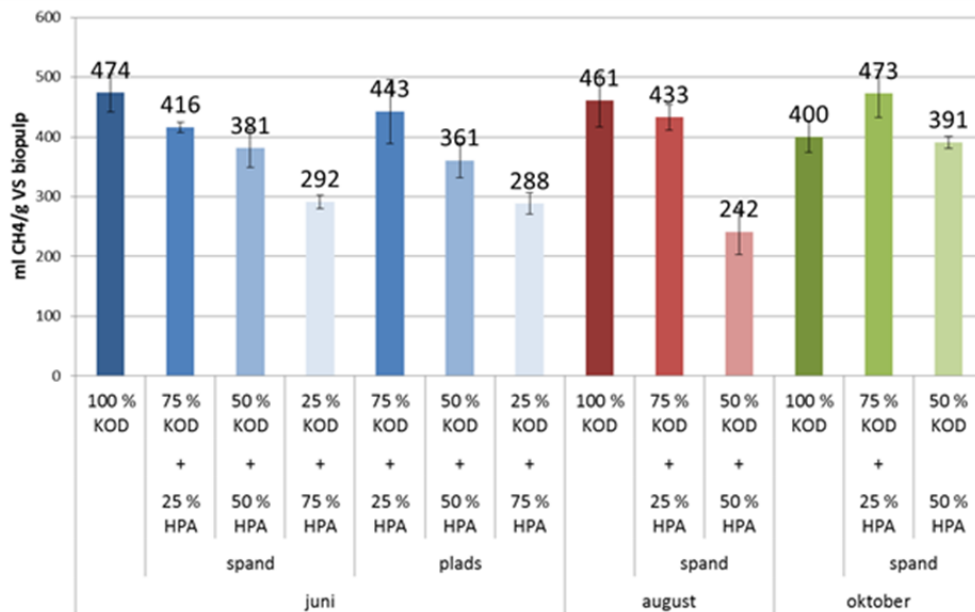
FIGUR 26. KUMULATIV PRODUKTION AF CH<sub>4</sub> I FORSØGSOPSÆTNING 1 MED MÅLING PÅ BIOPULPEN FRA JUNI. HVERT PUNKT REPRÆSENTERER GENNEMSNIETET AF METANPRODUKTION I TRE FLASKER



FIGUR 27. KUMULATIV PRODUKTION AF CH<sub>4</sub> I FORSØGSOPSÆTNING 2 MED MÅLING PÅ BIOPULPEN FRA AUGUST (2) OG OKTOBER (3). HVERT PUNKT REPRÆSENTERER GENNEMSNIETET AF METANPRODUKTION I TRE FLASKER.

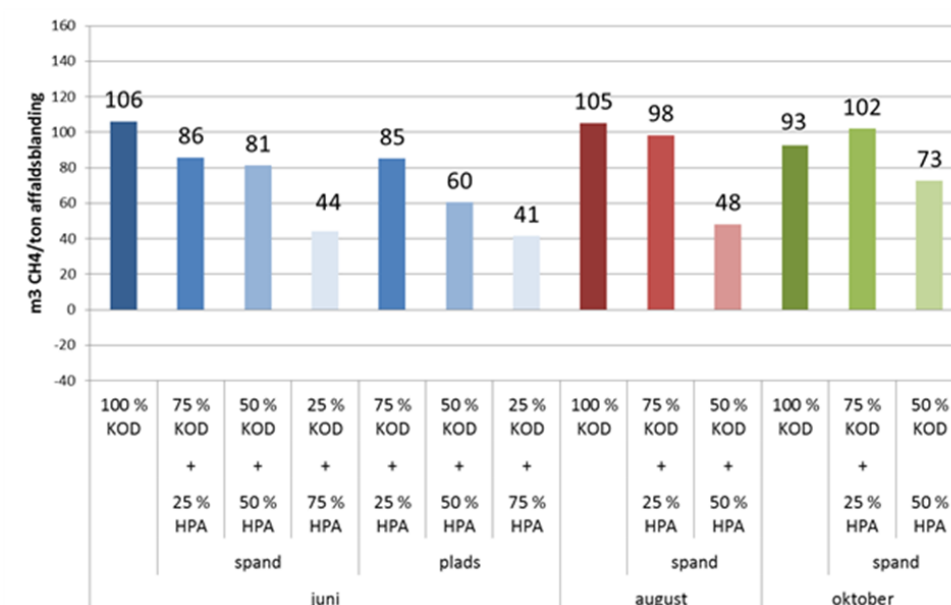
### Fortolkning af resultater

Den specifikke metanproduktion blev beregnet, som den totale produktion per flaske minus metanproduktionen fra inokulum divideret med den totale mængde VS, som blev tildelt de enkelte flasker. Figur 28 viser de specifikke normaliserede metanpotentialer fra de to forsøgsopstillinger.



FIGUR 28. SPECIFIK METANPRODUKTION UDTRYKT SOM ML CH<sub>4</sub> PER G VS I BIOPULPENE. SØJLERNE ER ET GENNEMSIT AF TRE MÅLINGER OG ANGIVER +/- ÉN STANDARDAFVIGELSE

Ved hjælp af den totale mængde VS, som blev tildelt pulperen per ton affald, kunne metanproduktionen per ton affaldsblanding beregnes, som vist på Figur 29. For at kunne modellere pulpning af ren HPA blev de specifikke udbytter af 1 ton KOD og 1 ton HPA beregnet. I blandingen blev KOD-bidrag til produktionen af metan skønnet ved antagelse af, at produktionen per ton KOD, når det er blandet med have/parkaffald, er den samme som i den tilsvarende 100 % KOD-batch, dvs. der er ingen potentielle synergetisk eller hæmmende effekt ved sampulpning af HPA og KOD.



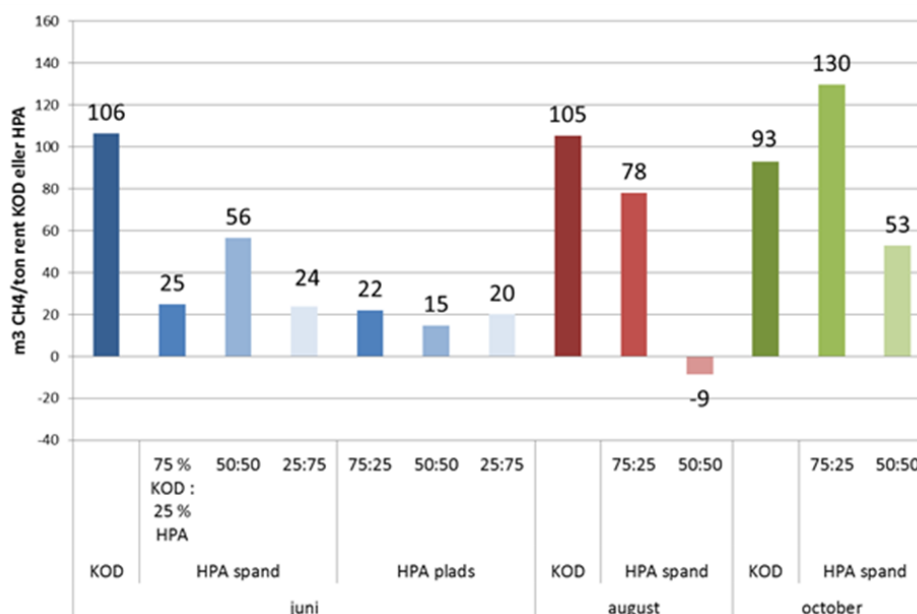
FIGUR 29. SPECIFIK METANPRODUKTION UDTRYKT SOM M<sub>3</sub> CH<sub>4</sub> PER TON AFFALDSBLANDING, SOM BLEV TILFØRT PULPEREN

Som eksempel angives beregningen af det specifikke metanpotentiale for HPA-spand i juni ud fra blandingen af 75 % KOD og 25 % HPA:

$$(86 - 75/100 \cdot 106) \cdot 100/25 = 25 \text{ m}_3/\text{ton HPA-spand}$$

Her repræsenterer 75/100 bidraget fra 75 % KOD og 100/25 repræsenterer opskalering af 25 % HPA til 100 % HPA. Tallet 86 er metanproduktion fra blandingen, og 106 er metanpotentialet fra ren KOD (disse tal er taget fra ovenstående Figur 29).

Man bør dog være opmærksom på, at en vurdering af, om der findes en reel synergi eller hæmning sted på BMP fra de to substratblanding, ikke var muligt i det givne forsøgs-setup, idet der mangler en batch med pulpning af have/parkaffald uden iblanding af KOD. Derfor bør resultaterne anses for at være behæftet med vis grad af usikkerhed.



FIGUR 30. SPECIFIK METANPRODUKTION UDTRYKT SOM M<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> PER TON RENT KOD ELLER HPA, SOM BLEV TILFØRT PULPEREN.

Som det kan ses af Figur 30, er resultaterne for have/parkaffald kun konsistente i juni serien. I de to andre testserier er der ikke observeret en fælles tendens. Den negative værdi fra testserien i august (-9 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/ton haveaffald) og en alt for høj værdi fra testserie i oktober (130 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/ton haveaffald) kunne tyde på hæmmende eller synergieffekter, men på grund af manglende data kan der ikke drages så vidtrækkende en konklusion. Der bliver derfor kun benyttet BMP-målinger fra testserien i juni til at modellere pulpning af have/parkaffald; for august og oktober testserien benyttes i stedet BMP-værdier beregnet på baggrund af teoretisk antagelser om sammensætning af have/parkaffald.

#### Referencer:

Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J.L., Guwy, A.J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P. & van Lier, J.B. (2009) Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology* 59: 927-934.

Hansen, T. L., Schmidt, J. E., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J. C., Mosbæk, H. & Christensen, T. H. (2004) Measurement of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management* 24(4), 393-400.

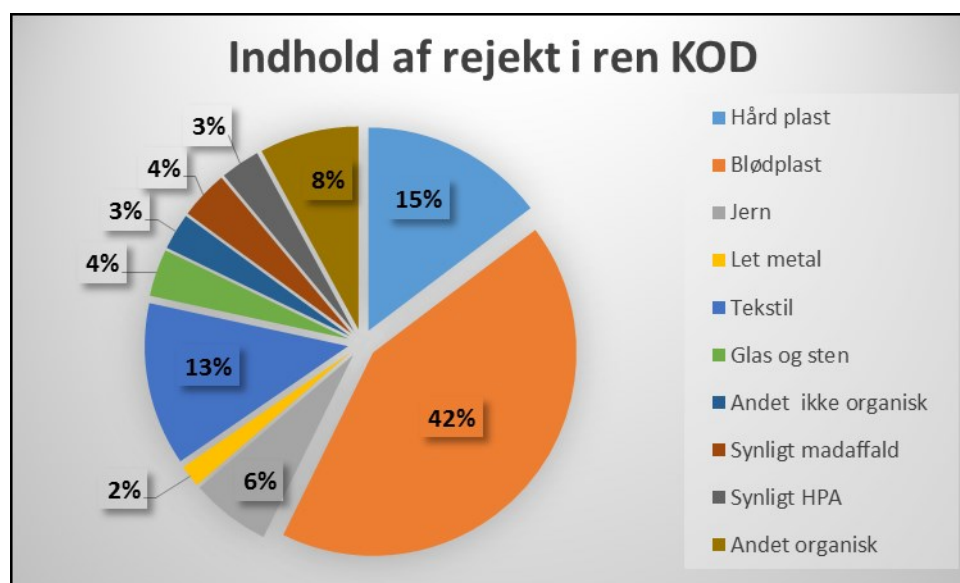
# 9. Rejekt

Da et af formål i projektet var at måle og kvantificere, hvor meget HPA der tabes til rejekt, er der udført en omfattende analyse af den rejekt mængde der produceres i de enkelte batcher, som beskrevet i kapitel 5 ”test, prøvetagning og analyser”.

Resultatet af dette arbejde giver endvidere en god beskrivelse af, hvad rejekt indeholder fra det indsamlet KOD.

Tabel 31 viser fordelingen af forskellige fraktioner, der er fundet i rejektet som et gennemsnit af de 3 testserier, der er gennemført på i alt 18 ton KOD.

Der er i alt fundet 58,5 kg rejekt – målt i tørstof pr. ton våd KOD



**TABEL 27**  
FORDELINGEN AF FORSKELLIGE FRAKTIONER, DER ER FUNDET I REJEKTET SOM ET GENNEMSNIIT AF  
DE 3 TESTSERIER, DER ER GENNEMFØRT PÅ I ALT 18 TON KOD

Der henvises til kapitel 5, der beskriver fremgangsmåde for analysering af rejekt.



**BILLEDE 31**  
FOTO VISER VASKET OG FORBEHANDLET REJEKT FRA BATCH 4, 50% HPA SPAND

		Indhold af rejeckt. Resultat i kg tørstof pr. 1.000 kg våd affald											
		sum	Hård plant	Blødt plant	Jern	Let metal	Tekstil	Glas og sten	Andet ikke organisk	Synligt madaffald	Synligt HPA småt	Synligt HPA stort	Andet organisk
100 % KOD	Bats 1	54,5	4,8	34,5	0,3	2,0	4,7	0,6	2,9	1,5	1,7		1,5
	Bats 10	65,1	11,7	18,2	5,0	0,5	5,4	3,8	1,1	3,3	1,0	4,6	10,5
	Bats 13	59,7	9,3	22,1	5,9	0,6	12,7	2,2	1,1	2,0	1,8	0,1	1,9
25 % HPA spand	Bats 2	60,1	1,1	29,0	0,0	1,3	10,5	4,6	0,5	2,2	9,2		1,7
	Bats 11	74,5	10,5	13,3	2,1	1,4	10,3	6,1	0,4	1,4	6,5	18,8	3,7
	Bats 14	68,4	4,4	22,5	0,0	0,4	18,6	5,2	0,3	1,6	6,7	5,4	3,3
50 % HPA spand	Bats 4	63,6	4,5	14,0	1,8	1,1	22,6	1,8	0,8	1,2	15,0		0,8
	Bats 12	74,1	4,8	14,5	0,0	1,5	1,9	18,1	0,9	0,5	10,1	20,3	1,5
	Bats 15	67,7	5,2	5,9	0,0	0,7	30,2	1,6	0,3	0,2	5,8	17,6	0,2
75 % HPA spand	Bats 6	52,6	1,5	10,9	0,6	0,2	3,7	21,4	1,9	0,5	4,9	6,2	0,8
HPA Plads	Bats 3 25%	90,4	4,5	31,6	0,0	5,8	13,3	15,0	1,7	3,1	10,9		4,5
	Bats 5 50%	51,7	2,2	9,3	1,8	0,3	6,3	6,0	1,4	0,1	24,2		0,1
	Bats 7 75%	58,3	6,3	22,0	0,0	1,7	5,9	9,6	1,9	0,3	9,7		0,9

**TABEL 28**  
INDHOLDET AF REJEKT I DE ENKELTE BATS

Udnyttelse af HPA, målt i TS		Bats nummer					
		2	4	11	12	14	15
HPA input	kg (TS)	660	1290	770	1560	750	1530
HPA i Rejekt		55,2	90	151,8	182,4	72,6	140,4
Udnyttelse af HPA		92%	93%	80%	88%	90%	91%

**TABEL 29**

TABELLEN VISER, HVOR MEGET SYNLIGT HPA, DER ER FUNDET I REJEKT SAMMENHOLDT MED DEN MÆNGDE HPA-SPAND, DER ER IBLANDET.

### **Resultatet er en gennemsnitlig udnyttelse af HPA-spand på 89%**

Som det fremgår af forrige skema, ses der relative stor spredning på indholdet af især tekstil i det enkelte batcher.

En af forklaringerne kan være, at større tekstilstykker fra f.eks. tøj og telte, som er fundet i flere test ikke sønderdeles i Ecogi processen. Det har derfor en relativ stor betydning for hele prøven, når sådanne stykker kan findes i en delprøve.

Hvorimod tekstil fra f.eks. klude ofte ses nedbrudt til relative fine partikler, som både findes i rejekt og biopulfraktionen over 1,3 mm.



Billede 32

Fotoet viser flere stykker tekstil, der er fundet i rejektet. Dette tekstil indgår dog ikke i en rejektprøve, da det ikke blev udtaget med delprøverne

# LCA af pulpning af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien

Jacob Møller  
Irina Naroznova  
Charlotte Scheutz,

DTU Miljø



# Indhold

<b>Forord.....</b>	<b>79</b>
<b>Sammenfatning og konklusion.....</b>	<b>80</b>
<b>1. Introduktion og formål.....</b>	<b>87</b>
<b>2. Omfang og udformning af LCA'en .....</b>	<b>88</b>
2.1 Overordnede principper .....	88
2.2 Den funktionelle enhed .....	88
2.3 Systemgrænser .....	89
2.4 Systemudvidelse/allokering .....	90
2.5 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater.....	90
2.6 LCA-modellen EASETECH.....	92
2.7 Datagrundlag og datakvalitet .....	92
2.8 Rapportformat, målgrupper og kritisk gennemgang af resultater .....	92
2.9 Tidshorisont .....	92
<b>3. System- og teknologibeskrivelse .....</b>	<b>94</b>
3.1 Scenarier.....	94
3.2 Affaldssammensætning .....	95
3.3 Livscyklusopgørelser (LCI) for Ecogi.....	101
3.3.1 Ecogi-teknologien .....	101
3.3.2 LCI for Ecogi.....	103
3.3.3 LCI for andre teknologier og baggrundsprocesser .....	103
3.3.4 Biogasanlæg.....	103
3.3.5 Biogasmotor .....	103
3.3.6 Udbringning af afgasset biomasse på landbrugsjord .....	103
3.3.7 Komposteringsanlæg .....	104
3.3.8 Udbringning af kompost og direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord .....	104
3.3.9 Affaldsforbrændingsanlæg .....	104
3.3.10 Neddeling af have/parkaffald .....	104
3.3.11 Transport.....	104
3.3.12 Energimarginaler .....	104
<b>4. Resultater .....</b>	<b>105</b>
4.1 Vurdering af samlede potentielle miljøpåvirkninger .....	106
4.2 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på delprocesser .....	109
<b>5. Følsomhedsanalyser.....</b>	<b>117</b>
5.1 Øget biogasproduktion på biogasanlæg i Ecogi-scenariet .....	117
5.2 Mindre elektricitetsforbrug for Ecogi-teknologien .....	119
5.3 Mindre ammoniakemission fra kompostering .....	119
5.4 Ændring af elektricitetsmarginalen fra kulbaseret til naturgasbaseret.....	119
5.5 Ændring af elektricitetsmarginalen fra kulbaseret til vindkraftbaseret.....	119
<b>6. Konklusioner .....</b>	<b>121</b>
<b>7. Referencer .....</b>	<b>123</b>

# Forord

Denne delrapport indeholder en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation og brug af pulpen til biogasproduktion. Livscyklusvurderingen blev udført vha. LCA-modellen EASETECH, som er udviklet af DTU Miljø til miljøvurdering af affaldssystemer.

Delrapporten indgår i slutrapporteringen til Miljøstyrelsen af projektet ”Fremstilling af et højværdisubstrat til biogasproduktion ved sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation vha. Ecogi-teknologien”. Projektet, som blev støttet af Program for Grøn Teknologi, udførtes i perioden marts 2014 til november 2015 i et samarbejde mellem Komtek Miljø af 2012 A/S (projektleder), DTU Miljø og Vestforbrænding A/S.

DTU miljø var ansvarlig for udførelse af denne LCA-rapport, og var desuden ansvarlig for udførelse af laboratorieforsøg til bestemmelse af biogaspotentialer.

Projektet fulgtes af en styregruppe, som bestod af:

Linda Bagge, Miljøstyrelsen (formand)  
Michael Stöckler, Videncenter for landbrug – Bioenergi  
Inge Werther, DAKOFA

I styregruppen indgik ligeledes medlemmerne af projektgruppen:

Jens Peter Jensen, KomTek Miljø af 2012 A/S  
Bjarne F. Larsen, BF Larsen  
Jacob Møller, Irina Naroznova og Charlotte Scheutz, DTU Miljø  
Alan Sørensen, Vestforbrænding A/S senere erstattet af Kirsten Bojsen,  
Vestforbrænding A/S

# Sammenfatning og konklusion

## Introduktion og formål

I dag er den primære behandlingsform for have/parkaffald kompostering i miler eller direkte udspreddning på landbrugsjord, hvorved en del af affaldets energiindhold tabes. Et alternativt til kompostering af løvfractionen fra have/parkaffald er bioforgasning, hvorved der dannes metan, der kan udnyttes til energiformål.

Laboratorieforsøg har påvist, at have/ parkaffald kan bioforgasses, men der er behov for at demonstrere i fuldskalaforseg, at det er teknisk muligt at fremstille et egnet substrat, hvor have/parkaffald indgar. I nærværende projekt benyttes en nyudviklet teknologi til pulpning af organiske affaldsfraktioner, som benævnes Ecogi, til at sampulpe have/parkaffald med kildesorteret organisk dagrenovation (KOD).

På baggrund af disse fuldskalaforseg med sampulpning af forskellige blandingsforhold af have/parkaffald og KOD undersøgtes kvaliteten af pulpen mht. driftsmæssige parametre som pumpbarhed og indhold af urenheder. Pulpens biometanpotentiale (BMP) blev bestemt vha. laboratorieforsøg. På den måde blev der skabt et dataset, som beskriver sampulpning af have/parkaffald og KOD, som ligger til grund for den følgende miljøvurdering.

Formålet med miljøvurderingen var at estimere de potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af have/parkaffald med biopulpning og efterfølgende bioforgasning og anvendelse af den afgassede biomasse på landbrugsjord. Endelig sammenlignes behandlingen med andre behandlingsscenarier som kompostering, direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord og forbrænding.

## LCA-principper og omfang

Livscyklusvurderingen blev udført som en såkaldt konsekvens-LCA (se f.eks. Finnveden et al., 2009 for en definition af denne type LCA), hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet blev opgjort. Vigtigt for konsekvens-LCA er benyttelse af marginale procesdata, dvs. data for de processer som reelt påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.

Ved valg af LCIA-metoder (Life Cycle Impact Assessment) og miljøpåvirkningskategorier blev anbefalingerne i ILCD-håndbogen "Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" (EU-kommissionen, 2011) fulgt.

Den funktionelle enhed er den ydelse, affaldssystemet skal levere i alle scenarier, for at de er sammenlignelige. Den defineres som:

- Behandling - med eller uden forbehandling vha. Ecogi-teknologien - inklusiv udnyttelse af energi og restprodukter af 1 ton (vådvægt) have/parkaffald indsamlet separat ved husstanden.

Livscyklus-modelleringen er gennemført med modellen EASETECH, der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet.

## System og teknologibeskrivelse

Miljøvurderingen blev udført som en scenarieundersøgelse, hvor behandling af den funktionelle enhed blev modelleret i fire scenarier, som derefter blev sammenlignet mht. potentielle miljøpåvirkninger. Hovedscenariet (scenarie 1) var forbehandling af have/parkaffald med Ecogiteknologien og efterfølgende bioforgasning. Scenarie 2, 3 og 4 inkluderede hhv. kompostering, direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord samt forbrænding.

Ifølge de gældende regler for beregning af gødningsvirkning kan restprodukter, hvori der udelukkende indgår have/parkaffald, benyttes uden at tilskrives en gødningsvirkning. Scenariene med bioforgasning, kompostering og direkte udbringning af have/parkaffald er modelleret på denne måde, dvs. uden substitution af handelsgødning.

På grund af have/parkaffalds store inhomogenitet blev det fravalgt at bygge affaldssammensætningen på de foreliggende direkte målinger på det indkomne affald, men i stedet anvende målinger på outputs fra pulpningerne til at regne tilbage til sammensætningen af det oprindelige affald.

De teknologier, som anvendes til modellering i projektet, bygger på oplysninger direkte fra anlæggene eller fra data i LCA-databaser, herunder EASETECH-databasen. Modellering af Ecogiteknologien i EASETECH bygger på oplysninger fra fuldskalaforsøgene samt oplysninger fra Komtek A/S. De resterende teknologier stammer i overvejende grad fra EASTECH-databasen, som indeholder livscyklusopgørelser (LCI) fra en lang række konkrete anlæg, men også en række mere generiske moduler. Til at modellere udbringning af kompost samt direkte udbringning af have/parkaffald til landbrugsjord blev der benyttet emissionsværdier, som gælder for østdanske forhold på lerjord (Møller et al., 2011). Emissionskoefficienterne bygger på modelleringer med landbrugsmodellen DAISY udført af Institut for Jordbrug og Økologi på KU LIFE. Der foreligger ikke data i EASETECH-databasen for bioforgasning af have/parkaffald og efterfølgende brug af den afgassede biomasse på landbrugsjord. I stedet benyttedes lignende data fra EASETECH-databasen, som beskriver bioforgasning af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) og udbringning af afgasset biomasse på landbrugsjord.

## Resultater

### *Potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af have/parkaffald*

På baggrund af livscyklusopgørelserne, som beskrevet i kapitel 3, blev de forskellige scenarier modelleret vha. LCA-modellen EASETECH, og de potentielle miljøpåvirkninger inklusiv påvirkningskategorierne for udnyttelse af abiotiske ressourcer (fossile samt grundstoffer) opgjort. Påvirkningskategorierne falder i følgende tre grupper:

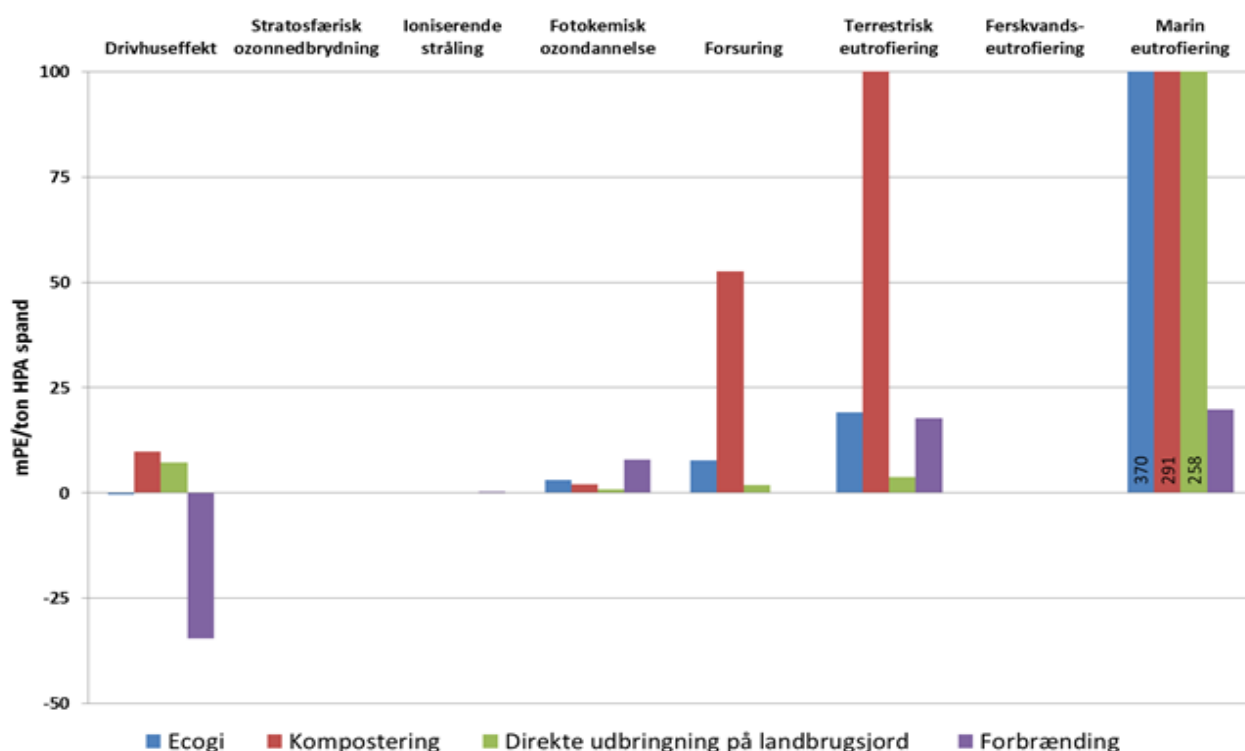
- "Generelle" potentielle miljøpåvirkninger: drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling, fotokemisk ozondannelse, forsuring, terrestrisk eutrofiering, ferskvandseutrofiering og marineeutrofiering
- Toksiske potentielle miljøpåvirkninger: humantoksicitet - cancereffekter; humantoksicitet – non cancereffekter; økotoksicitet og effekt af partikler
- Ressourceforbrug: abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer

Det gøres opmærksom på, at der ved tolkning af resultater bør skelnes mellem disse typer af påvirkningskategorier. Især med hensyn til de toksiske påvirkningskategorier er der så stor metodemæssig usikkerhed forbundet med karakterisering og normalisering af emissioner, at det i nærværende projekt er valgt ikke at drage konklusioner om forskelle mellem scenarier alene baseret

på potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske kategorier. Der henvises derfor til selve rapporten for en mere detaljeret gennemgang af de toksiske resultater.

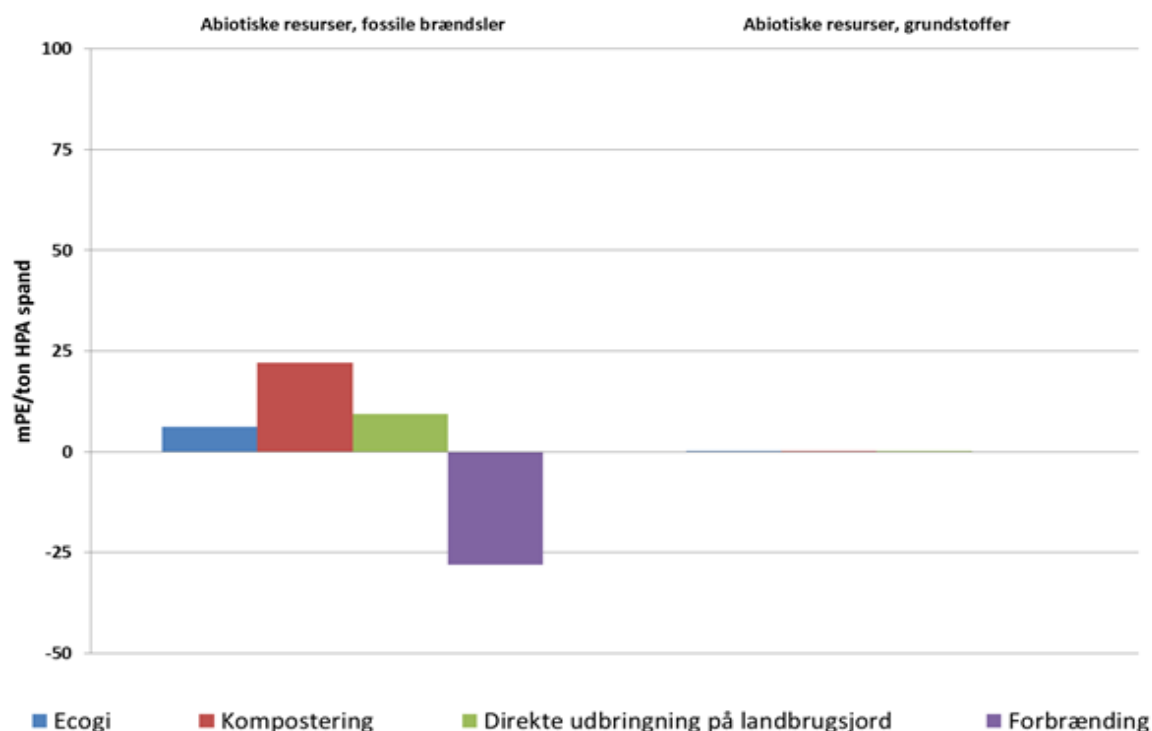
De potentielle miljøpåvirkninger vises som normaliserede værdier målt i (milli)personækvivalenter (mPE) for den samlede behandlede affaldsmængde. En personækvivalent (PE) svarer til den årlige belastning (fra alle personens aktiviteter også uden for affaldssystemet) fra én gennemsnitsperson i den pågældende miljøpåvirkningskategori.

På Figur A vises de "generelle" potentielle miljøpåvirkninger for de fire scenarier. Med hensyn til drivhuseffekt lå scenarie 1 "Ecogi" meget tæt på nul, idet der var en meget lille nettomiljøbesparelse på ca. -1 mPE/ton have/parkaffald behandlet (svarende til -8 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton). Scenarie 2 "Kompostering" og scenarie 3 "Direkte udbringning på landbrugsjord" udviste derimod nettomiljøbelastninger på hhv. 10 og 8 mPE/ton have/parkaffald behandlet (svarende til 81 og 65 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton). I scenarie 4 "Forbrænding" var der en nettomiljøbesparelse på ca. -30 mPE/ton have/parkaffald behandlet (svarende til ca. 243 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton).



FIGUR A. SAMLEDE "GENERELLE" POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER I DE FIRE SCENARIER. I KATEGORIEN "MARIN EUTROFIERING" ER SØJLERNES HØJDE ANGIVET MED TAL FOR IKKE AT SKÆVVRIDE GRAFEN.

Forbrug af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer er vist i Figur B. Forbruget af grundstoffer er praktisk taget nul, hvorimod der er et mindre nettoforbrug af fossile brændsler i scenarie 1, 2 og 3. Scenarie 4, som er forbrændingsscenariet, har en nettobesparelse på ca. -26 mPE/ton have/parkaffald.



FIGUR B. SAMLET FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER I FORM AF FOSSILE BRÆNDSLER OG GRUNDSTOFFER I DE FIRE SCENARIER.

### Følsomhedsanalyser

Resultaterne af miljøvurderingen bygger på en lang række antagelser og forudsætninger, der ligger til grund for modelleringen af behandlingssystemerne. For at undersøge i hvor høj grad miljøvurderingens resultater er robuste, dvs. at scenarierne ikke ændrer rangorden ved ændring af forudsætninger, udførtes et antal følsomhedsanalyser. Baseret på resultaterne samt generel viden om de faktorer som har betydning for affalds-LCA'er, blev der udvalgt fem følsomhedsanalyser, heraf tre relateret til parametre i forbindelse med behandlingsteknologierne og de resterende to til de bagvedliggende systemer.

### Konklusioner

Som hovedresultat kan fremhæves, at der ikke var noget scenarie, som var miljømæssigt set bedst i samtlige miljøpåvirkningskategorier. Da der ikke anvendes vægtning i miljøvurderingen, betyder dette, at der ikke er ét scenarie, som kan udnævnes til det miljømæssigt bedste.

I drivhuseffektkategorien udviste Ecogi-scenariet ganske små nettomiljøbesparelse. Komposteringsscenariet og scenariet med direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord, derimod, udviste nettomiljøbelastninger. Forbrændingsscenariet havde den største miljøbesparelse i denne påvirkningskategori. Denne rækkefølge skyldes, at kompostering ikke har nogen energisubstitution, hvorimod forbrænding har den største energisubstitution, som pga. have/parkaffaldets relativt høje brændværdi overgår energiindholdet i den producerede biogas i Ecogi-scenariet.

Komposterings-scenarier havde miljøbelastninger i kategorierne forsuring og terrestrisk eutrofiering, som var større end i de resterende scenarier. Det skyldtes, at der ved åben

milekompostering finder fordampning af ammoniak sted, som bidrager til disse påvirkningskategorier, og som ikke finder sted i de andre scenarier.

I miljøpåvirkningskategorien marin eutrofiering var der derimod en væsentlig forskel til forbrændingsscenariets fordel, idet scenarierne med biologisk behandling havde betydeligt større potentielle miljøbelastninger i denne kategori. Ved udbringning af restprodukter fra behandling af have/parkaffald på landbrugsjord sker der ultimativt en udsivning af N-holdige forbindelser til havmiljøet, som ikke finder sted ved forbrænding.

Ved benyttelse af miljøvurderingens resultater, bør man derfor skelne mellem resultaterne i de forskellige miljøpåvirkningskategorier og tage i betragtning, hvilken potentiel miljøpåvirkning man tillægger størst betydning i den konkrete sammenhæng.

For at undersøge betydningen af miljøvurderingens robusthed blev der udført et antal følsomhedsanalyser, hvor centrale forudsætninger blev ændret, og deres indflydelse på scenariernes rangorden i de forskellige miljøpåvirkningskategorier blev noteret. Det viste sig, at enkelte af scenarierne skiftede rangorden, når forudsætninger om ammoniakfordampning i komposteringsscenariet samt typen af brændsel, som indgik i den marginale elektricitet blev ændret. Miljøvurderingen er således ikke robust over for ændringer i disse forudsætninger, hvilket bør tages i betragtning ved brug af miljøvurderingens resultater.

# 1. Introduktion og formål

I dag er den primære behandlingsform for have/parkaffald kompostering i miler eller direkte udspreddning på landbrugsjord, hvorved en del af affaldets energiindhold tabes. Et alternativt til kompostering af løvfraktionen fra have/parkaffald er bioforgasning, hvorved der dannes metan, der kan udnyttes til energiformål.

Laboratorieforsøg har påvist, at have/parkaffald kan bioforgasses, men der er behov for at demonstrere i fuldskalaforsøg, at det er teknisk muligt at fremstille et egnet substrat, hvor have/parkaffald indgår. I nærværende projekt benyttes en nyudviklet teknologi til pulpning af organiske affaldsfraktioner, som benævnes Ecogi, til at sampulpe have/parkaffald med kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Ved pulpning neddeles og åbnes den organiske fraktion, således at den organiske masse bliver pumpbar. Bestemmende for værdien af have/parkaffald i forbindelse med pulpning og biogasproduktion er renheden af have/parkaffaldet (indhold af sand, grus, sten, plast mm), samt andelen af letomsætteligt organisk materiale og energiindholdet. Kvaliteten af restproduktet fra biogasproduktionen, som anvendes på landbrugsjord, er ligeledes afhængig af pulpens renhed og sammensætning.

På baggrund af fuldskalaforsøg (afrapporteret i delrapporten i bilag 1 "Pulpning af have/parkaffald vha. Ecogi") med sampulpning af forskellige blandingsforhold af have/parkaffald og KOD undersøgtes kvaliteten af pulpen mht. driftsmæssige parametre som pumpbarhed og indhold af urenheder. Pulpens metanpotentiale (BMP) blev bestemt vha. laboratorieforsøg, og de resterende parametre, som er nødvendige for at kunne modellere pulpningsprocessen, blev beregnet vha. massebalancer eller vha. indirekte metoder. På den måde blev der skabt et dataset, som beskriver sampulpning af have/parkaffald og KOD, og som ligger til grund for denne miljøvurdering.

Som bidrag til vurdering af de potentielle miljømæssige konsekvenser af at implementere Ecogi-teknologien blev der udført en livscyklusbaseret miljøvurdering, som skulle estimere de potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af have/parkaffald med denne teknologi. Ecogi-teknologien producerer biopulp, som efterfølgende bioforgasses og den afgassede biomasse anvendes på landbrugsjord. Dette scenarium er relevant at sammenligne med andre alternative behandlingsscenarier som kunne være kompostering, direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord eller forbrænding i et affaldsforbrændingsanlæg.

Formålet med LCA-projektet var således:

- at udføre en miljøvurdering af behandling af have/parkaffald ved biopulpning og efterfølgende bioforgasning og anvendelse af den afgassede biomasse på landbrugsjord. Denne behandlingsmetode sammenlignes med andre behandlingsscenarier som kompostering, direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord og forbrænding.



## 2. Omfang og udformning af LCA'en

I de følgende afsnit 2.1 til 2.9 beskrives omfanget af LCA'en, dvs. hvilket affaldssystem der betragtes, og hvordan det afgrænses fra det omliggende produktionssystem, samt udformningen af LCA'en bl.a. i form af valg af miljøpåvirkningskategorier og LCIA (Life Cycle Impact Assessment)-metoder.

### 2.1 Overordnede principper

Det overordnede princip bag en livscyklusvurdering er, at man tænker hele servicens livscyklus ind i opgørelsen af potentielle miljøpåvirkninger. På den måde kan de væsentligste stadier i processen identificeres. Det viser sig ofte ved livscyklusvurderinger af affaldssystemer, at de væsentligste miljøpåvirkninger ligger uden for de egentlige behandlingsanlæg – i sådanne tilfælde er det afgørende at benytte livscyklustilgangen for at kunne sammenligne behandlingsmetoder på en rimelig måde.

Livscyklusvurderingen blev udført som en såkaldt konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet - i dette tilfælde implementering eller videreudvikling af alternative behandlingsmetoder til håndtering af have/parkaffald - blev opgjort. Vigtigt for konsekvens-LCA er benyttelse af marginale procesdata, dvs. data for de processer som reelt påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.

Ved valg af LCIA-metoder (Life Cycle Impact Assessment) og miljøpåvirkningskategorier blev anbefalingerne i ILCD-håndbogen "Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" (EU-kommissionen, 2011) fulgt.

Mht. vurdering af datakvalitet tildeles de enkelte datasæt for teknologier eller processer kvalitetsindikatorværdier som beskrevet af Frischknecht et al. (2007). Det tilstræbes at undgå brug af processer med dårligere kvalitetsindeks end 3 målt på en skala mellem 1 og 5 (1 betegner bedste kvalitet).

### 2.2 Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed er den ydelse, affaldssystemet skal levere i alle scenarier, for at de er sammenlignelige. Den defineres som:

- Behandling - med eller uden forbehandling vha. Ecogi-teknologien - inklusiv udnyttelse af energi og restprodukter af 1 ton (vådvægt) have/parkaffald indsamlet separat ved husstanden.

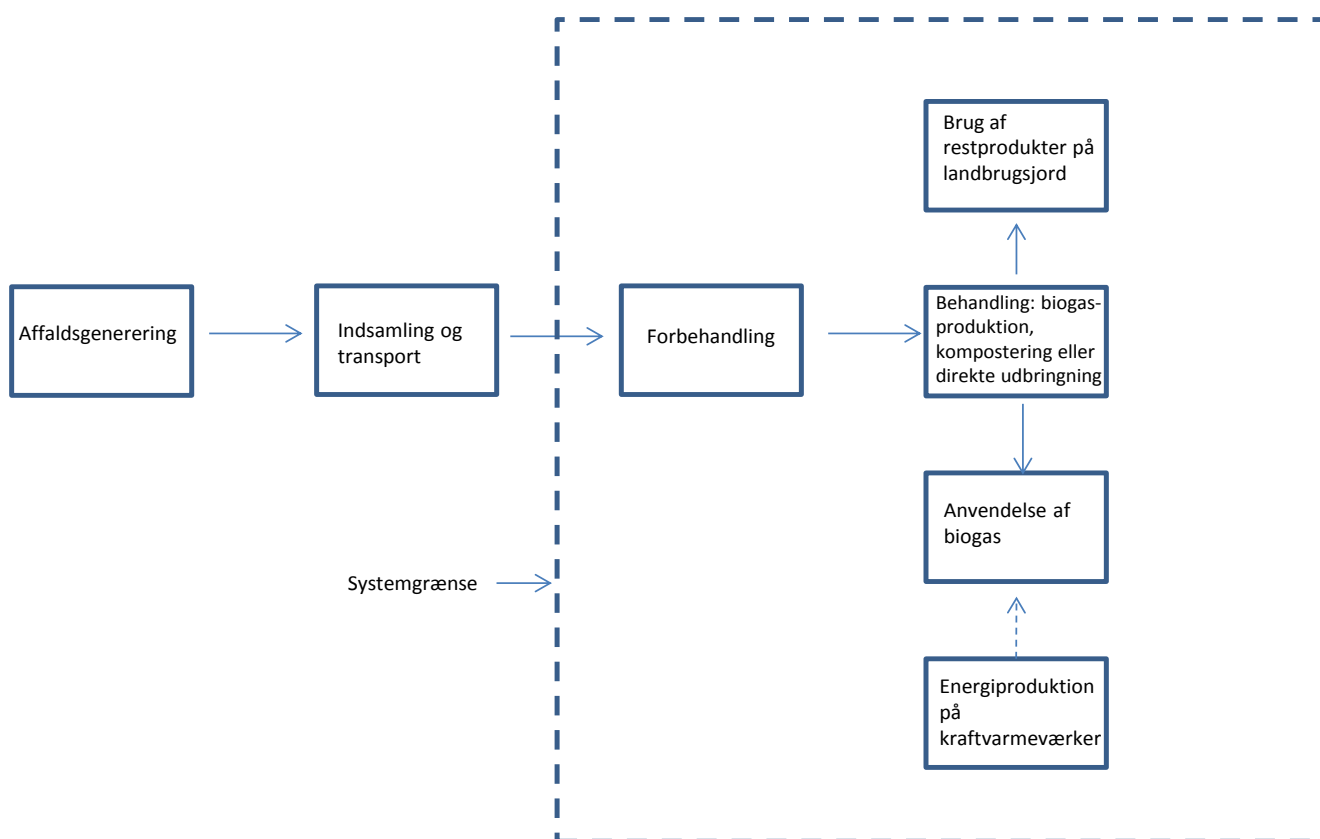
Som beskrevet i delrapporten i bilag 1 "Pulping af have/parkaffald vha. Ecogi" kan pulping af have/parkaffald ikke foregå uden opblanding med en vis mængde kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Det forudsættes dog, at KOD behandles ens i alle scenarier, dvs. benyttes til biogasproduktion. Det antages endvidere, at biogasproduktionen fra KOD er uafhængig af sampulpingen eller anden forbehandling til biogasproduktion. På den måde kan modellering af KOD udelades i miljøvurderingen, da de potentielle miljøpåvirkninger herfra ligeledes vil være ens i

### 2.3 Systemgrænser

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne, hvor forbrugsprodukter bliver til affald, dvs. miljøpåvirkninger fra produktionssystemet indgår ikke i systemet. Derefter sker indsamling og transport og behandling af have/parkaffaldet. Selve indsamlingssystemet samt transport fra indsamling til første behandlingssted indgår ikke i det betragtede system, da det antages at være ens i alle scenarier. Udveksling af materialer og energi med det omkringliggende produktionssystem samt slutdeponering af eventuelle restprodukter fra behandlingen indgår derimod i systemet. Figur 33 viser de processer, som er inkluderet i systemet.

## 2.3 Systemgrænser

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne, hvor forbrugsprodukter bliver til affald, dvs. miljøpåvirkninger fra produktionssystemet indgår ikke i systemet. Derefter sker indsamling og transport og behandling af have/parkaffaldet. Selve indsamlingssystemet samt transport fra indsamling til første behandlingssted indgår ikke i det betragtede system, da det antages at være ens i alle scenarier. Udveksling af materialer og energi med det omkringliggende produktionssystem samt slutdeponering af eventuelle restprodukter fra behandlingen indgår derimod i systemet. Figur 33 viser de processer, som er inkluderet i systemet.



**FIGUR 33. SYSTEMGRÆNSER FOR LCA'EN, HVOR ALT INDENFOR DEN STIPLEDE FIRKANT ER INKLUDERET. STIPLEDE PILE VISER PROCESSER, SOM AFFALDSSYSTEMET SUBSTITUERER.**

Energi- og ressourcetilbruget til at drive samtlige behandlingsteknologier er inkluderet, og det samme er emissioner fra teknologierne. Der er ikke inkluderet emissioner fra opførelse og nedrivning af anlæg, idet disse parametre vurderes at være mindre væsentlige for LCA'ens resultater. Anvendelse af kompost/afgasset biomasse fra komposteringsanlæg og biogasanlæg samt direkte udbragt have/parkaffald på landbrugsjord er inkluderet i miljøvurderingen. Ifølge de gældende regler for beregning af gødningsvirkning kan restprodukter, hvori der udelukkende indgår have/parkaffald, benyttes uden at tilskrives en gødningsvirkning (NaturErhvervsstyrelsen, 2015). Landmanden kan derfor benytte uændrede mængder af handelsgødning, og der sker ingen

substitution. Scenarierne med bioforgasning, kompostering og direkte udbringning af have/parkaffald er modelleret på denne måde, dvs. uden substitution af handelsgødning.

## **2.4 Systemudvidelse/allokering**

Da denne rapport benytter konsekvens-LCA tilgangen, er der anvendt udvidelse af systemgrænserne til at omfatte substitution i stedet for allokering. Det betyder, at affaldssystemet krediteres for undgåede emissioner, som ellers ville være sket ved produktion uden for affaldssystemet. Dette er i tråd med anbefalingerne i ISO 14044, som anbefaler brug af systemudvidelse.

## **2.5 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater**

Miljøpåvirkningskategorierne blev valgt i henhold til ILCD's anbefalinger (EU-kommissionen, 2011). Emissionerne samles i miljøpåvirkningskategorier, som inkluderer drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling, fotokemisk ozondannelse, forsurening og eutrofiering, som det er valgt at betegne som "generelle" miljøpåvirkningskategorier, samt en række toksiske påvirkningskategorier i form af økotoxicitet og humantoksicitet. Desuden anvendes to kategorier for forbrug af abiotiske ressourcer. De valgte miljøpåvirkningskategorier og de anvendte LCIA (Life Cycle Impact Assessment)-metoder er vist i Tabel 30. Der gøres opmærksom på, at USEtox og CML er behæftet med en del usikkerhed, hvilket bør tages i betragtning ved fortolkning af resultaterne.

Alle emissioner, der bidrager til en påvirkningskategori, karakteriseres, dvs. adderes vægtet i forhold til deres belastning per vægtenhed og emissionens størrelse, og gives samme enhed, f.eks. kg CO<sub>2</sub>-ækvivalenter for drivhuseffekt. De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Tabel 30 viser de anvendte normaliseringsreferencer for omregning til personækvivalenter.

Ved normalisering tages der ikke stilling til de enkelte kategoriers relative betydning mht. miljøpåvirkning. Dette kan i stedet gøres ved en vægtningsprocedure, hvor politisk opstillede mål for reduktion af bidrag til den pågældende påvirkningskategori afgør emissionens vigtighed – jo mindre emissionsreduktion, der er opnået i forhold til de politiske mål, desto vigtigere anses emissionen for at være. I denne rapport benyttes karakterisering (dvs. beregning af kategori-indikatorresultater, hvor påvirkningsbidragene fra hver enkel emission kvantificeres og summeres inden for hver påvirkningskategori) og normalisering (dvs. beregning af størrelsen af kategori-indikatorresultater i forhold til referenceværdier), men ikke vægtning, da denne procedure er forbundet med stor usikkerhed, og i henhold til ISO 14040-standarderne ikke må udføres i en sammenlignende LCA-rapport, der er offentligt tilgængelig.

TABEL 30 MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER, LCIA-METODER OG NORMALISERINGSREFERENCER.

Påvirkningskategori	Metode	Forkortelse	Normaliserings-reference	Enhed
<b>Generelle påvirkningskategorier</b>				
Drivhuseffekt	IPCC 2007	GWP100	8100	kg CO <sub>2</sub> -ækv./PE/år
Stratosfærisk ozonnedbrydning	WMO 1999	ODP	4,14*10 <sup>-2</sup>	kg CFC <sub>11</sub> -ækv./PE/år
Ioniserende stråling	Dreicer et al. 1995	IR	1,33*10 <sup>3</sup>	kBq U-235 luft-ækv./person
Fotokemisk ozondannelse	ReCiPe midpoint	POFP	56,7	kg-NMVOC-ækv/person
Forsuring	Accumulated Exceedance	AP	49,6	AE/PE/år
Terrestrisk eutrofiering	Accumulated Exceedance	TEP	115	AE/PE/år
Ferskvands eutrofiering	ReCiPe midpoint	FEP	0,62	kg P-ækv./PE/år
Marin eutrofiering	ReCiPe midpoint	MEP	9,38	kg N-ækv./PE/år
<b>Toksiske påvirkningskategorier</b>				
Humantoksicitet cancerteffekt	USEtox	HT-C	5,42*10 <sup>-5</sup>	CTUh/PE/år
Humantoksicitet ikke-cancereffekt	USEtox	HT-NC	1,10*10 <sup>-3</sup>	CTUh/PE/år
Partikler	RiskPoll	PM	2,76	kg PM <sub>2,5</sub> /PE/år
Økotoksicitet	USEtox	ET	665	CTUe/PE/år
<b>Ressourceforbrugskategorier</b>				
Abiotiske ressourcer, fossile brændsler	CML	ADP-F	6,24*10 <sup>4</sup>	MJ/PE/år
Abiotiske ressourcer, grundstoffer	CML	ADP-E	3,43*10 <sup>-2</sup>	kg Sb-ækv./PE/år

Der gøres opmærksom på, at resultater i de "generelle" påvirkningskategorier traditionelt betragtes som mere velunderbyggede, og derfor bør tillægges mere vægt end de toksiske påvirkningskategorier. Dette skyldes til dels generel konsensus om beregningsmetoder for drivhuseffekt, forsuring etc., samt det forhold at datagrundlaget for at vurdere toksicitet er væsentligt mere usikkert. I denne rapport er LCIA-metoden USEtox anvendt, som repræsenterer en form for konsensusmodel blandt LCA-eksperter til beregning af potentielle toksiske miljøpåvirkninger.

Rosenbaum et al. (2009) opstiller retningslinjer for LCA-eksperters brug af toksicitetsfaktorer i USEtox-metoden. Her gøres det bl.a. opmærksom på, at der er op til en 1000-faktor usikkerhed på individuelle karakteriseringsfaktorer for de forskellige kemiske stoffer. Dette betyder ifølge Rosenbaum et al. (2009), at "...contributions of 1 %, 5 % or 90 % to the total human toxicity score are essentially equal...". På baggrund af dette citat kan man konkludere, at ved sammenligning af scenarier mht. toksiske miljøpåvirkninger, skal der en meget stor relativ forskel til, før man med sikkerhed kan udtale sig om, at scenarierne er signifikant forskellige. Dette forhold er specielt udpræget i forbindelse med den nuværende version af USEtox-metoden, når det drejer sig om potentielle toksiske effekter af metaller i miljøet. På USEtox hjemmesiden ([www.usetox.org](http://www.usetox.org)) står der således: "Characterization factors for metals are available as part of the current version of USEtox, but are all considered "interim", i.e. these factors can be used, but should be interpreted with care, since they have much higher uncertainty than recommended characterization factors. På den baggrund er det valgt at undlade at drage konklusioner i nærværende projekt, som udelukkende bygger på potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske miljøpåvirkningskategorier.

Det viste sig under projektets udførelse, at de potentielle toksiske miljøpåvirkninger næsten udelukkende skyldes tilstedeværelse af zink, og set i lyset af de iboende usikkerheder i USEtox-metoden drages der således ikke konsekvenser af disse resultater. Man bør desuden heller ikke

tillægge den relative størrelse af de potentielle toksiske miljøpåvirkninger i forhold til de generelle miljøpåvirkninger nogen særlig vægt.

## **2.6 LCA-modellen EASETECH**

Livscyklus-modelleringen er gennemført med modellen EASETECH (Clavreul et al., 2014), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af materialefraktioner i affaldet beregnes vha. EASETECH masse-flow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. EASETECH omfatter kildesortering, indsamling og transport af affald, materialeoparbejdningsfaciliteter, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogasanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, deponeringsanlæg, anvendelse af organisk affald i jordbruget, genanvendelse af materialer, energiudnyttelse samt materialeudnyttelse.

Modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også, at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere strenge kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i et deponi; herimellem kan der modelleres industriel materialegenanvendelse, udspredning på landbrugsjord, udnyttelse i energianlæg eller materialeudnyttelse. Hvor der sker materialegenanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemet for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASETECH indeholder databaser for en række centrale processer f.eks. for transport, elektricitets- og varmfremstilling. Herudover kan data importeres fra kommercielle databaser.

## **2.7 Datagrundlag og datakvalitet**

Beskrivelser af den fysiske/kemiske sammensætning af have/parkaffald bygger på fuldskalaundersøgelser udført af Komtek A/S. Beskrivelse af Ecogi-teknologien stammer ligeledes fra Komtek A/S, som ejer Ecogi-teknologien. Metanpotentialet blev bestemt i laboratorieforsøg udført af DTU Miljø. Med hensyn til de resterende teknologier, som benyttes til modellering af behandling af have/parkaffald, er der trukket på EASETECH's database, som indeholder en lang række processer til behandling af organisk affald. Det vurderes derfor, at datakvaliteten er høj, mellem 1 og 3, og at den således opfylder de i afsnit 2.1 nævnte kvalitetskrav.

## **2.8 Rapportformat, målgrupper og kritisk gennemgang af resultater**

Rapporten beskriver en sammenlignende livscyklusvurdering. Rapporten følger så vidt muligt principperne i ISO 14040 standarderne uden dog at være udført i overensstemmelse med standarden i rigoristisk forstand. Rapportens målgruppe er i første omgang Miljøstyrelsen, som er opdrags- og bevillingsgiver. Desuden tænkes rapporten at kunne benyttes af fagligt personale i kommunale og regionale forsynings- og affaldsselskaber samt tekniske forvaltninger.

Der er *ikke* foretaget en kritisk gennemgang/reviewproces af en uafhængig LCA-ekspert i forbindelse med udarbejdelse af denne rapport, men styregruppen har fået forelagt rapporten og har haft mulighed for at komme med kommentarer.

## **2.9 Tidshorisont**

Udgangspunktet for modellering af behandlingsanlæg er eksisterende behandlingsanlæg. Energidata til brug for modellering af affaldssystemet, bl.a. marginal el og varme, bygger på generiske data. Data for sammensætningen af have/parkaffaldet repræsenterer affald i 2014. Sammensætningen af dette forventes ikke at ændre sig markant i fremtiden. Det vurderes, at de opstillede scenarier for have/parkaffald vil være gældende så længe, der ikke sker afgørende ændringer i udformning af teknologier og baggrundssystemer. Her tænkes specielt på overgang til et fossiltfrit energisystem, som vil ændre energisubstitutionen for forbrænding og biogas radikalt.

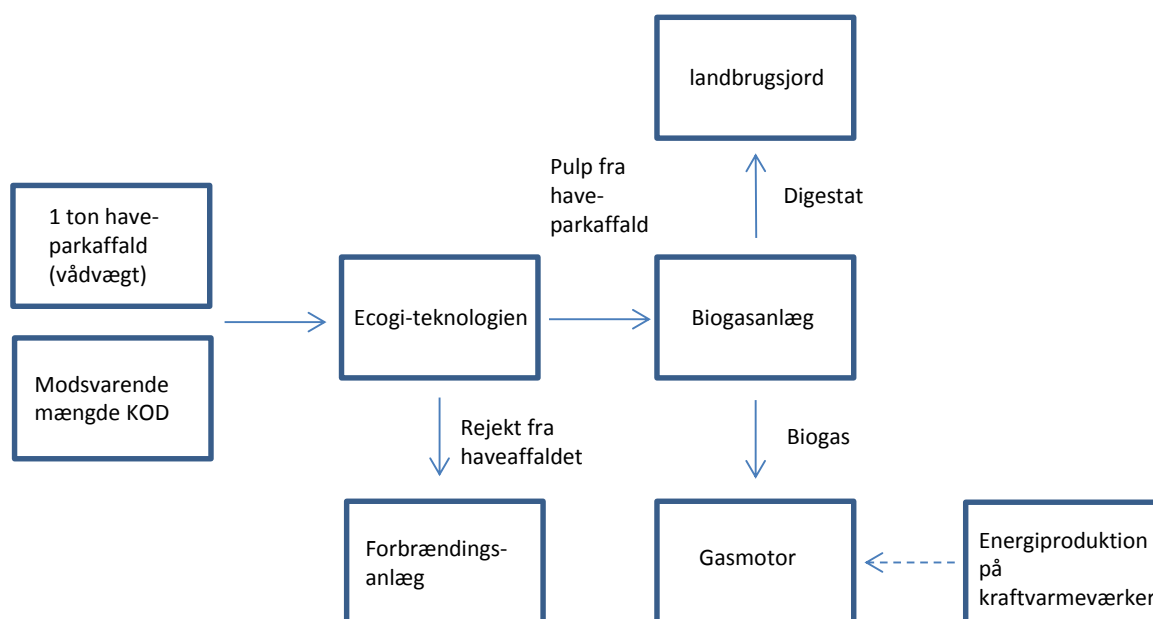
Den benyttede LCA-metode integrerer samtlige miljøpåvirkninger inklusiv drivhuseffekt over de første 100 år; dette er den tidsperiode, som LCIA-metoder anvendt i miljøvurderinger af affaldssystemer normalt dækker (Gentil et al., 2010).

### 3. System- og teknologibeskrivelse

I dette kapitel gives en beskrivelse af affaldssystemet til behandling af have/parkaffald, som det modelleres i denne rapport. Dette inkluderer definition af scenarier, som består af hovedscenariet med forbehandling af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien samt de alternative scenarier. Desuden indgår en beskrivelse af fastlæggelse af affaldssammensætningen og afrapportering af laboratorieforsøgene til bestemmelse af biometanpotentialt (BMP). Derefter følger livscyklusopgørelsen (LCI'en) for Ecogi-teknologien, der inkluderer en teknisk gennemgang af teknologien med massestrømme og flow-diagrammer, og en opgørelse af emissioner samt ressource- og energiforbrug forbundet med behandling af have/parkaffald vha. denne teknologi. Til slut beskrives de andre teknologier, som indgår i scenarierne, dvs. biogasanlæg, komposteringsanlæg og direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord. Der gives også referencer til de væsentligste eksterne processer, som ikke er del af affaldssystemet, men som indgår indirekte, f.eks. ved substitution.

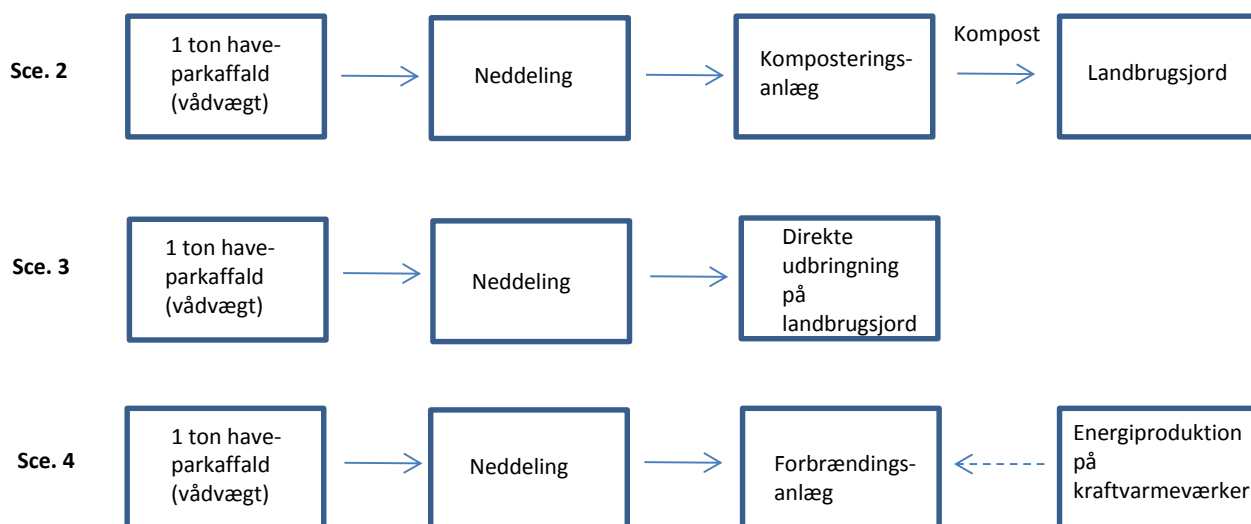
#### 3.1 Scenarier

Miljøvurderingen blev udført som en scenarieundersøgelse, hvor behandling af den funktionelle enhed vha. forskellige teknologier og teknologikombinationer blev modelleret i fire scenarier, som derefter blev sammenlignet mht. potentielle miljøpåvirkninger. Hovedscenariet (scenarie 1) var forbehandling af have/parkaffald med Ecogi-teknologien og efterfølgende bioforgasning. Scenarie 2, 3 og 4 inkluderede hhv. kompostering, direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord samt forbrænding. Scenarierne er illustrerede vha. nedenstående Figur 34 og Figur 35.



FIGUR 34. SCENARIO 1: SAMPULPNING AF HAVE/PARKAFFALD OG KILDESORTERET ORGANISK DAGRENOVATION (KOD). BEMÆRK AT KOD-DELEN AF DET BEHANDLEDE AFFALD IKKE INDGÅR I MILJØVURDERINGEN. STIPLEDE PILE ANGIVER SUBSTITUEREREDE PROCESSER.





**FIGUR 35. SCENARIO 2, 3 OG 4: NEDDELING AF HAVE/PARKAFFALD OG EFTERFØLGENDE BEHANDLING VHA. KOMPOSTERING, DIREKTE UDBRINGNING PÅ LANDBRUGSJORD OG FORBRÆNDING. BEMÆRK AT EN TILSVARENDE MÆNGDE KILDESORTERET ORGANISK DAGRENOVATION (KOD) I SAMTLIGE SCENARIER ANTAGES AT BLIVE ANVENDT I ET BIOGASANLÆG. STIPELEDE PILE ANGIVER SUBSTITUERED E PROCESSER.**

Det bemærkes, at det KOD, som indgår i scenarie 1 (det er nødvendigt for at opnå en tilstrækkelig god pulpning), udelades af miljøvurderingen. I scenarierne 2, 3 og 4 antages en tilsvarende mængde KOD at blive anvendt i et biogasanlæg uden sampulping med have/parkaffald. Da KOD således behandles ens i alle scenarier, kan de potentielle miljøpåvirkninger fra denne affaldsfraktion udelades af miljøvurderingen. Det er dog her en forudsætning, at der ikke er synergieffekter (eller for den sags skyld en hæmmende effekt) af sampulpingen, men at biogasproduktion fra KOD er uafhængig af tilstedeværelsen af have/parkaffald i forbindelse med forbehandlingen. Denne forudsætning støttes af både fuldskalaforsøgene og laboratorieforsøgene, dog uden at det kan endegyldigt afvises, at der findes små effekter.

### 3.2 Affaldssammensætning

Til modellering af scenarier i EASETECH er der behov for en affaldssammensætning, der beskriver de fysiske/kemiske egenskaber af have/parkaffald. En affaldssammensætning i EASETECH består af en matrix, som for hver materialefraktion i det betragtede affald indeholder en række parametre herunder TS (Total Solid – tørstofindhold), VS (Volatide Solid – glødetab)), aske, kulstof (opdelt i organisk og fossilt), metanpotentiale og nedre brændværdi, samt indhold af næringsstoffer og tungmetaller. En affaldssammensætning i EASETECH-databasen kan indeholde op til 49 parametre for hver materialefraktion.

Affaldssammensætningen udgør basis for modellering af scenarier vha. EASETECH, idet modellen sørger for, at massebalancen opretholdes ved modellering af de forskellige stofstrømme, som indgår i forskellige behandlingsmetoder. Affaldssammensætningens parametre tillader, at man f.eks. kan følge Cd-indholdet i affaldet fra det kommer ind til behandlingsanlægget, og til det slutdeponeret eller ender i kompost/afgasset biomasse ved udbringning på landbrugsjord.

EASETECH-databasen indeholder et antal affaldssammensætninger, som beskriver forskellige typer af have/parkaffald. Der findes detaljerede og veldokumenterede data fra en målekampagne udført af DTU Miljø på Århus Komposteringsanlæg i 2007 (Boldrin et al., 2010). Disse data beskriver have/parkaffald indsamlet via genbrugsstationer, som ikke nødvendigvis er repræsentativt for sammensætningen af have/parkaffaldet i dette projekt, som udover

have/parkaffald fra genbrugsstationer (HPA-plads) også inkluderer have/parkaffald indsamlet direkte ved husstandene (HPA-spand). Dette støttes af, at der var stor forskel på et antal væsentlige parametre i HPA-spand og HPA-plads. Da det desuden viste sig, at HPA-plads var uegnet til pulpning i Ecogi-teknologien, og det derfor kun er HPA-spand (fra indsamlingsordninger), som det anses relevant at sampulpe med kildesorteret organisk dagrenovation (KOD), blev det valgt at modellere affaldssammensætningen på baggrund af de i projektet målte data i stedet for at benytte EASETECH-databasen.

Data om affaldssammensætning og massebalancer ved sampulping af have/parkaffald og KOD findes i delrapporten i bilag 1 "Pulpning af have/parkaffald vha. Ecogi". I denne delrapport findes målinger direkte på det indkomne affald (KOD, HPA-spand og HPA-plads), men tillige et detaljeret måleprogram af outputs fra sampulping af HPA og KOD i blandingsforholdene 100 % KOD, 25 % have/parkaffald og 75 % KOD, 50 % have/parkaffald og 50 % KOD samt 75 % have/parkaffald og 25 % KOD. Data for de tre testserier for 100 % KOD og blandingsforholdet for 50 % have/parkaffald og 50 % KOD findes i Tabel 31.

På grund af have/parkaffalds store inhomogenitet blev det fravalgt at bygge affaldssammensætningen på de foreliggende direkte målinger på det indkomne affald, men i stedet anvende målinger på outputs fra pulpningerne til at regne tilbage til sammensætningen af det oprindelige affald. I princippet består outputs fra pulpningen af pulp og rejekt. Kemisk sammensætning og mængder af disse outputs blev kvantificeret per ton affald, som blev behandlet ved pulpning. Affaldssammensætningen kan på den baggrund beregnes vha. en simpel massebalance som summen af pulpen og rejeftet. Beregningerne kompliceres dog af, at det på grund af driftsmæssige forhold ikke var muligt at pulpe rent have/parkaffald, dvs. 100 % have/parkaffald. Massebalancen for 100 % have/parkaffald blev derfor beregnet på baggrund af data for TS og VS i pulpen samt TS og have/parkaffald (% TS) indhold i rejeckt, som fandtes for de forskellige blandinger af have/parkaffald og KOD. Det er en forudsætning, at fordelingen af TS og VS fra KOD målt per ton KOD er uafhængig af blandingsforholdet. Beregningen foregår som følger:

Ved et blandingsforhold med 50 % have/parkaffald og 50 % KOD kan bidraget af TS fra have/parkaffald til pulpen (målt i kg/ton have/parkaffald som pulpes) beregnes ved at subtrahere bidraget fra KOD fra det samlede bidrag:

$$(1) TS_{pulp\ HPA} = (TS_{pulp\ for\ blanding} - 50/100 \times TS_{pulp\ KOD}) * 100/50$$

Bidraget af VS fra HPA til pulpen findes på tilsvarende måde som:

$$(2) VS_{pulp\ HPA} = (VS_{pulp\ for\ blanding} - 50/100 \times VS_{pulp\ KOD}) / * 100/50$$

**TABEL 31. TS OG VS I BATCHER FRA TRE TESTSERIER. BATCHER MED REN KOD (BATCH 1, 10 OG 13) OG BATCHER MED 50 % HPA-SPAND OG 50 % KOD (BATCH 4, 12 OG 15).**

Fra delrapporten "Pulping af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien"						
			batch 1			batch 4
<b>Juni (serie 1)</b>			100 % KOD			50 % HPA-spand
per 1 ton input (vådvægt)			pulp	rejekt		pulp      rejekt
kg vådvægt				105,3		115,3
% TS				52,0		55,0
HPA ( % TS)				4,5		24,8
TS pulp (kg); TS HPA reject (kg)			275,6	2,5*		422,2      15,7
VS pulp (kg); VS HPA rejekt(kg)			224,2	2,5		213,3      15,7
			batch 10			batch 12
<b>August (serie 2)</b>			100 % KOD			50 % HPA-spand
per 1 ton input (vådvægt)			pulp	Rejekt		pulp      rejekt
kg vådvægt				138,8		163,5
% TS				47,5		45,4
HPA ( % TS)				18,8		46,8
TS pulp (kg); TS HPA reject (kg)			284,1	12,4		355,1      34,7
VS pulp (kg); VS HPA rejekt(kg)			228,4	12,4		199,6      34,7
			batch 13			batch 15
<b>Oktober (serie 3)</b>			100 % KOD			50 % HPA-spand
per 1 ton input (vådvægt)			pulp	rejekt		pulp      rejekt
kg vådvægt				142,9		140,1
% TS				41,7		48,3
HPA ( % TS)				4,8		34,8
TS pulp (kg); TS HPA reject (kg)			267,5	2,9		320,5      23,6
VS pulp (kg); VS HPA rejekt(kg)			231,7	2,9		185,9      23,6

\*Rejektet fra pulping af ren KOD indeholder en mindre mængde have/parkaffald. Det antages, at TS-indholdet i rejektet, som stammer fra have/parkaffald, udelukkende består af VS.

Ved hjælp af tal fra Tabel 31 og formel nr. 1 kan  $TS_{\text{pulp HPA}}$  (for 1 ton HPA som pulpes) for serie 1 beregnes som  $(422,2-275,6*50/100)*100/50=568,8$  kg. Mængden af  $TS_{\text{rejekt HPA}}$  fra 1 ton HPA for serie 1 beregnes ligeledes fra tabellen og formel nr. 1 som  $(15,7-2,5*50/100)*100/50=28,9$  kg. Det forudsættes, at  $TS_{\text{HPA}} = TS_{\text{pulp HPA}} + TS_{\text{rejekt HPA}} = 568,8+28,9=597,7$  kg/ton våd vægt. Tørstofindholdet i HPA-spand i juni er således 59,8 % beregnet på grundlag af massebalancen i outputs fra Ecogien samt blandings-batcher med 50 % KOD og 50 % HPA-spand.

VS-indhold i pulp og rejekt i ren HPA-spand beregnes på lignende måde vha. tabellen og formel nr. 2. I Tabel 32 er samlet TS og VS indhold i HPA-spand for de tre testserier beregnet på grundlag af HPA-spand og ren KOD i blandingsforhold mellem HPA og KOD på 25:75, 50:50 og 75:25 (kun tal fra blandingsforholdet 50:50 er vist i Tabel 31).

**TABEL 32. GENNEMSNITSVÆRDIER AF TS OG VS I HPA-SPAND BEREGNET PÅ BAGGRUND AF FORSKELLIGE BLANDINGSFORHOLD AF HPA OG KOD.**

HPA-spand		
	TS (% vådvægt)	VS (% TS)
Juni (serie 1)	55,1	34,4
August (serie 2)	53,6	51,6
Oktober (serie 3)	49,3	40,9

Ved sammenligning med delrapporten "Pulping af have/parkaffald vha. Ecogi" hvor der er angivet TS og VS i HPA målt direkte på det indkomne affald, ses der relativt store forskelle: TS-indholdet baseret på massebalancerne er betydelig højere end de direkte målte – ca.49 til 55 % i forhold til ca.42 til 50 %. Derimod er VS indholdene betydeligt lavere, når tallene beregnes vha. massebalancerne. I serie 1 er indholdet af VS målt direkte på det indkomne HPA-spand 299,1 kg/ton våd vægt svarende til ca. 70 % af TS. Tilsvarende tal beregnet fra massebalancen giver ca. 189 kg VS/ton våd vægt svarende til 34,4 % VS af TS.

De beregnede værdier kan forklares ved et højt indhold af aske i form af sand og grus, som pga. det indkomne affalds meget heterogene karakter ikke er blevet identificeret i forbindelse med de direkte målinger.

I Tabel 33 er de forskellige parametre samlet, som beskriver affaldssammensætning af have/parkaffald ved de tre indsamlingstidspunkter i juni, august og oktober. Som det ses, indeholder tabellen ingen parametre, som er direkte målt på det indsamlede affald. De basale parametre for TS, VS, N og P er beregnede fra massebalancen for Ecogi-teknologien, idet summen af outputs antages at udgøre inputtet, dvs. affaldssammensætningen. Denne beregningsmetode er ligeledes benyttet for indholdet af tungmetaller.

**TABEL 33. KEMISK SAMMENSÆTNING AF HAVE/PARKAFFALD INDSAMLET VED HUSSTANDENE (HPA-SPAND) HHV. I JUNI, AUGUST OG OKTOBER BL.A. BEREGNET VHA. MASSEBALANCE FOR OUTPUTS FRA ECOGI-TEKNOLOGIEN. DETTE ER AFFALDSSAMMENSÆTNINGERNE, SOM BENYTTES VED MODELLERING AF SCENARIER I EASETECH-MODELLEN.**

	HPA-spand		
Beregnet vha. massebalance fra outputs	Juni	August	Oktober
Vandindhold (%)	44,9	46,4	50,7
TS tørstofindhold (%)	55,1	53,6	49,3
VS (% TS)	34,4	51,6	40,9
Askeindhold (%TS)	65,6	48,4	59,1
N (% TS)	1,9	1,8	1,1
P (% TS)	0,13	0,30	0,11
Cd (% TS)	1,2E-05	2,5E-05	1,3E-05
Cr (% TS)	0,0016	0,0025	0,0011
Cu (% TS)	0,0022	0,0041	0,0016
Hg (% TS)	6,0E-06	3,7E-06	4,6E-06
Ni (% TS)	0,00091	0	0,00089
Pb (% TS)	0,0014	0,0015	0,011
Zn (%TS)	0,0085	0,013	0,0061
<b>Beregnet på grundlag af laboratorieforsøg, jf. delrapporten "Pulping af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien")</b>			
BMP (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /ton HPA vådvægt)	35	NA	NA
BMP (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /ton HPA VS)	184	<sup>1</sup> NA	NA
<b>Beregnet fra BMP</b>			
<sup>2</sup> C <sub>bio and</sub> (% TS)	5,7	NA	NA
<b>Beregnet på grundlag af formodninger om sammensætningen af biologisk kulstof i HPA</b>			
C <sub>bio</sub> (% TS)	18,9	28,4	22,5
Nedre brændværdi (MJ/kg TS)	8,0	12,0	9,5
BMP (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /ton VS)	219	219	219
BMP (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /ton HPA vådvægt)	41,5	58,4	43,8

<sup>1</sup>NA=non-available .Se delrapporten "Pulping af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien".

<sup>2</sup>C<sub>bio and</sub> betegner i EASETECH-modellen den del af C<sub>bio</sub>, som kan omdannes til biogas.

For beregning af TS og VS er en simpel massebalance som sagt benyttet, da disse parametre kendes i såvel pulp som i rejekt. Med hensyn til N, P samt tungmetaller stiller det sig anderledes, idet indholdet i rejektet ikke er målt. Det er derfor antaget, at disse stoffer følger fordelingen af TS mellem pulp og rejekt (som kendes), hvorefter massebalancen kan konstrueres, og indholdet i affaldet beregnes.

På baggrund af BMP-målingerne kan  $C_{bio\ and}$  beregnes. Beregning af  $C_{bio\ and}$ , som er den mængde kulstof, der kan omdannes til biogas, følger af denne formel:  $m^3\ CH_4/ton\ VS = 0,0224\ (m^3/mol) \times 10^6\ (g/ton)/12\ (g/mol) \times C_{bio\ and}/100 \times 100/VS \times CH_4/100$ , hvor  $CH_4$  betegner den procentdel af biogassen, som udgøres af metan – der her antages at være 60 % på volumenbasis.

Det samlede indhold af biologisk kulstof i have/parkaffaldet er ikke målt og kan heller ikke direkte beregnes ud fra andre målte parametre. Indholdet af biogent kulstof er ikke desto mindre relativt vigtigt for LCA'en, da denne parameter har betydning for brændværdi, kulstoflagring i jord samt emission af metan fra kompostering. Der blev derfor gjort en del forudsætninger mht. fordelingen af forskellige kulstofholdige kemiske forbindelser, som udgør VS (volatile solids) i have/parkaffald. Følgende sammensætning af VS fra overvejende kviste- og grenaffald angives af Lissens et al. (2004): 7 % pektin, 27,4 % harpiksstoffer, 24,8 % cellulose, 13,7 % hemicellulose, 22 % lignin og 5 % vandopløseligt materiale. I Tabel 34 ses kulstofindhold og nedre brændværdi for forskellige komponenter, der indgår i VS i have/parkaffald. Det gøres opmærksom på, at der kan være store forskelle i sammensætningen af VS i have/parkaffald afhængigt af, om der er overvægt af blade, kviste eller grene, og den benyttede fordeling skal derfor kun betragtes som én mulighed blandt flere.

**TABEL 34. KULSTOFINDHOLD OG NEDRE BRÆNDVÆRDI FOR FORSKELLIGE KOMPONENTER, SOM INDGÅR I VS I HAVE/PARKAFFALD.**

	Pektin	Harpiksstoffer	Cellulose	Hemicellulose	Lignin
<b>Strukturformel</b>		$C_{20}H_{30}O_2$ (Wikipedia)	$C_6H_{10}O_5$		$C_{31}H_{34}O_{11}$ (Wikipedia)
<b>C-indhold (%)</b>	37 (74 % $C_6H_{10}O_7$ og 6,7 % $-OCH_3$ )	79	44	44 (som cellulose)	63
<b>Nedre brændværdi (MJ/kg)</b>	17 (antaget som cellulose)	40 (lvask, 1999)	17	16,6	21,1

Fra Tabel 34 kan  $C_{bio}$  og den nedre brændværdi i have/parkaffald beregnes under antagelse af den ovennævnte sammensætning af VS bestående af pektin, harpiksstoffer, cellulose etc. Den del af  $C_{bio}$ , som kan nedbrydes anaerobt til biogas, kaldes i EASETECH-modellen  $C_{bio\ and}$ . Denne størrelse kan beregnes ved antagelse af, at kun pektin, cellulose og hemicellulose kan nedbrydes anaerobt, som derfor udgør  $C_{bio\ and}$  i have/parkaffald. Ved hjælp af  $C_{bio\ and}$  kan BMP beregnes.

Som det ses af Tabel 33, er der for HPA-spand indsamlet i juni relativ god overensstemmelse mellem BMP målt i laboratorieforsøg og BMP beregnet på baggrund af formodninger om sammensætningen af det biologiske kulstof i have/parkaffaldet. Dette understøtter, at de målte værdier for VS og BMP for dette indsamlingstidspunkt kan benyttes til at repræsentere disse parametre i affaldssammensætningen, ligesom det formodes, at de resterende parametre (N-, P- og tungmetallindhold samt brændværdi og  $C_{bio}$ ) også er brugbare. For HPA indsamlet i august og oktober forefindes der derimod ikke brugbare målte værdier for BMP, men da der som sagt er god

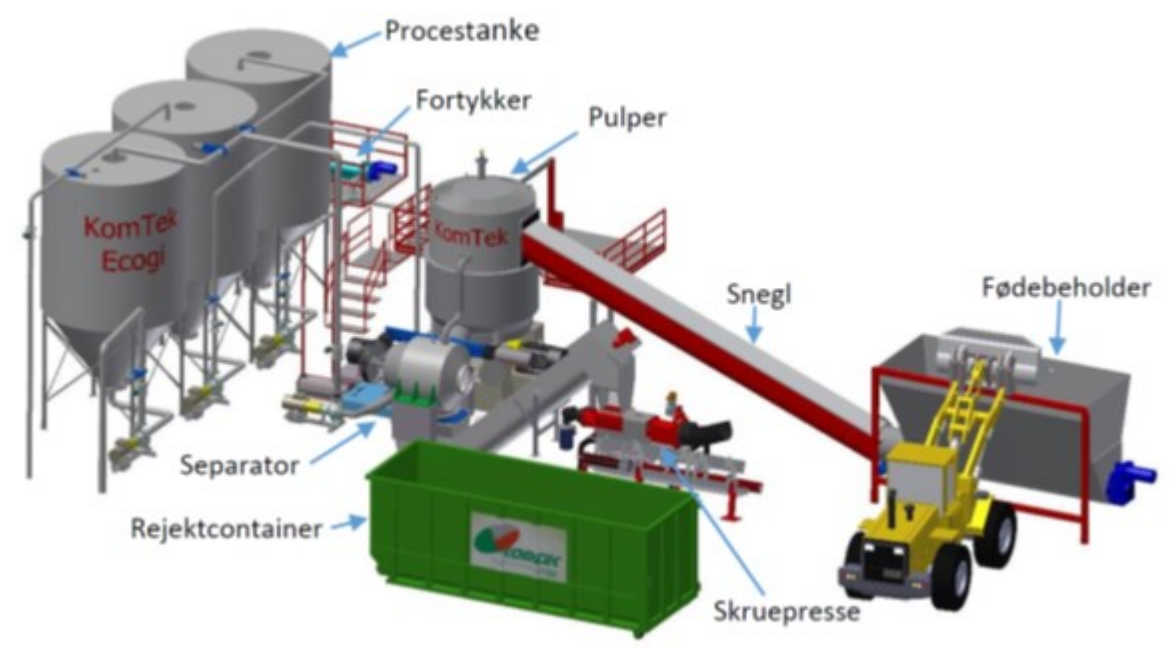
overensstemmelse mellem målt BMP og beregnet BPM, anvendes BMP-værdier beregnet på grundlag af formodninger om sammensætningen af VS. Det gøres her opmærksom på, at den relative sammensætning af VS antages at være ens ved de tre prøvetagningstidspunkter, hvorved BMP udtrykt per ton VS bliver det samme.

### 3.3 Livscyklusopgørelser (LCI) for Ecogi

I de to følgende afsnit beskrives først kort Ecogi-teknologien vha. procesdiagrammer, og derefter gives en kort oversigt over de data, som er benyttet til modellering af Ecogi-teknologien i EASETECH.

#### 3.3.1 Ecogi-teknologien

Ecogi-konceptet (Figur 36) er udviklet til at håndtere og separere kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) samt organisk erhvervsaffald med højt indhold af fremmedelementer som f.eks. fødevareemballager. Anlægget er robust designet til at modstå de udfordringer, som især dagrenovation byder på. I det følgende refererer numrene i parentes til proces-flowet i Figur 37 nedenfor.



FIGUR 36. ECOGI-TEKNOLOGIEN.

Med en gummiged fødes affaldet som modtaget til en stor fødebeholder (Figur 37-1) med indbygget snegl i bunden. Sneglen har udover at aflevere affaldet til den efterfølgende snegletransportør også til formål at åbne affaldet, så det fylder mindre, hvorved den efterfølgende pulpningsproces effektiviseres.

Under fyldningen af pulperen blandes affaldet med overskudsvandet fra fortykkeren (Figur 37-6). Pulpningen varer i 15–20 minutter, alt efter hvilken type affald der behandles. Omrøringen i pulperen forårsages af en rotor i bunden, som er forsynet med vendbare/udskiftelige slidsegmenter.

Efter endt pulpning åbner et spjæld i pulperudløbet, og den pulpede masse tømmes ned i separatoren under tilsætning af teknisk vand. Samtidig starter separatorrotoren, og den rå biopulp med 8–12 % tørstof pumpes over i råpulptanken, der fungerer som buffertank for den efterfølgende fortykker. Rejektet bliver tilbageholdt i separatoren af separatorens roterende vinger. Når pulperen er helt tømt, lukkes spjældet og pulperen fyldes igen (Figur 37-2). Samtidig begynder 1. vasketrin

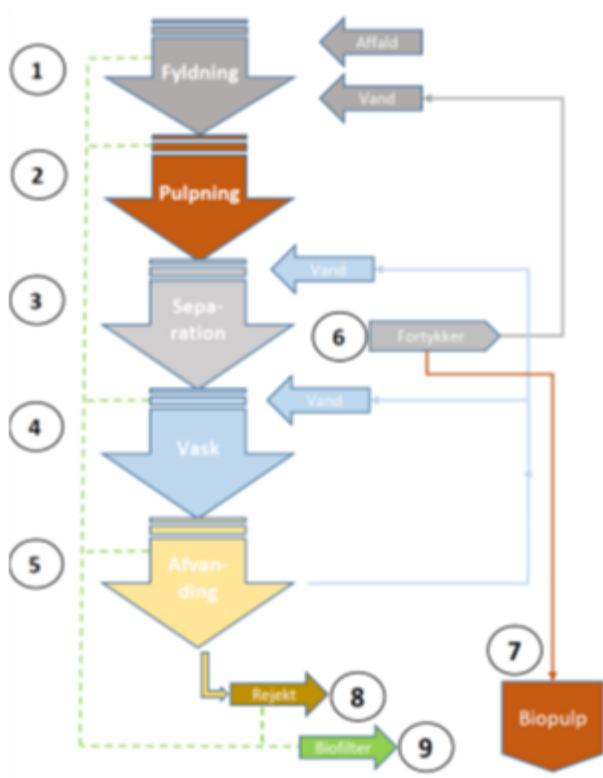


(Figur 37-4), hvor rejektet skylles med teknisk vand. Dette vaskevand ledes til en anden tank med tynd pulp, som genbruges i en efterfølgende separationssekvens. I andet vasketrin skylles rejektet efter med rent vand for at udnytte mest muligt af det organiske indhold.

Når 2. vasketrin er tilendebragt, åbnes et spjæld i bunden af separatoren, og vand drænes, først i en dræningssnegl, dernæst i en skruepresse til et tørstof på ca. 55 % (Figur 37-5). Det afvandede rejekt transporteres til et lager eller en container, hvorfra det transporteres til et forbrændingsanlæg eller et centralt sorteringsanlæg for genanvendelse.

Fra råpulptanken pumpes råpulpen til en fortykker, som er en slags skruepresse. Her afvandes den rå biopulp til det ønskede tørstofindhold, som typisk vil være omkring 17 %, hvis pulpen efterfølgende skal transporteres. Overskudsvandet fra afvandingen ledes til en pulpervandstank og genanvendes i en efterfølgende pulpning.

Den færdige afvandede biopulp ledes til færdigpulptanken (Figur 37-7), hvorfra den transporteres til biogasanlægget.



FIGUR 37. PROCES-FLOW I ECOGI-TEKNOLOGIEN.

Følgende ord er centrale ved beskrivelse af pulpningsprocessen:

<b>Pulper:</b>	Enhed, hvori affaldet blandes med fremmedelementer, opløses.
<b>Separator:</b>	Enhed, der separerer biomasse fra rejekt.
<b>Fortykker:</b>	Enhed til at afvande den rå biopulp til højere tørstof.

<b>Pulpervand:</b>	Overskudsvand fra fortykningen af den rå biopulp, som blandes i affaldet, når det fødes i pulperen.
<b>Rå vaskevand:</b>	Den væskefraktion, der kommer fra separatoren i 1. vasketrin. Typisk <6 % TS.
<b>Vaskevand:</b>	Den væskefraktion, der kommer fra separatoren i 2. vasketrin.
<b>Rå Biopulp:</b>	Den biomasse, der kommer fra separatoren under separationsproces. Typisk 8-12 % TS.
<b>Biopulp:</b>	Den færdige biopulp, der leveres til biogasanlæg. Typisk omkring 17 % TS
<b>Rejekt:</b>	Den fraktion, som kommer ud af separatoren, når 2. vasketrin er afsluttet. Rejekt består primært af plast, tekstiler, træ og metaller.

### 3.3.2 LCI for Ecogi

Modellering af Ecogi-teknologien i EASETECH inkluderede en kvantificering af fordelingen mellem de to proces-output, dvs. mellem biopulp og rejekt. For at gøre dette blev massetransferkoefficient for tørstof (TS) fra have/parkaffald til biopulpen beregnet. Denne beregning bygger på overvejelserne om affaldssammensætning, som kan ses i afsnit 3.2. Modellering af transferkoefficienten blev udført baseret på have/parkaffald fra indsamlingsordningerne i juni (HPA-spand), og beregnet som gennemsnittet af de tre testbatcher med denne type have/parkaffald. Beregningen viste, at 92 % af TS i have/parkaffald fra indsamlingsordningerne i juni blev overført til biopulpen – de resterende 8 % af TS endte i rejektet.

Ecogi-teknologiens elektricitetsforbrug beregnedes som et gennemsnit af relevante batcher til 41 kWh/ton affald, som blev behandlet. Desuden beregnedes TS-indholdet af Ecogi-processens output som gennemsnit af et antal batcher til 17 % i biopulpen og 53 % TS-indhold i rejektet.

### 3.3.3 LCI for andre teknologier og baggrundsprocesser

I de følgende afsnit gives en kort beskrivelse af de data for livscyklusopgørelser, som indgår i de andre teknologier og baggrundsprocesser. Mere detaljerede beskrivelser af processerne kan findes i de relevante moduler i EASETECH-databasen.

### 3.3.4 Biogasanlæg

Det modellerede biogasanlæg svarer til et biogasanlæg i EASETECH-databasen, som bygger på et svensk anlæg beskrevet af Carlsson et al. (2013). Parametrene inkluderede mesofile reaktorforhold, en retentionstid på 28 døgn, et metanudbytte på 76 % af BMP og et metanindhold i biogassen på 65 %. Elektricitetsforbruget anslogs til 10 kWh/ton biopulp, som ankom til biogasanlægget. Med hensyn til diffuse metantab antoges det, at 3 % af den totale metanproduktion blev tabt gennem lækager og utætheder i rør og fittings. Til opvarmning af reaktoren blev der brugt 30,6 kWh/ton biopulp, som blev modelleret ved at nedsætte netto-varmeproduktionen fra biogassen tilsvarende.

### 3.3.5 Biogasmotor

Biogassen blev anvendt i en biogasmotor med udnyttelse af såvel el- og varmeproduktion til substitution af fossilt baseret marginal energiproduktion. Motorens effektivitet blev sat til hhv. 40 % og 50 % for el- og varmeproduktion, som svarer til afrundede tal af de effektiviteter, som blev anvendt i Jacobsen et al. (2013) i en rapport til Miljøstyrelsen.

### 3.3.6 Udbringning af afgasset biomasse på landbrugsjord

Der foreligger ikke data i EASETECH-databasen for bioforgasning af have/parkaffald og efterfølgende brug af den afgassede biomasse på landbrugsjord. I stedet benyttedes lignende data fra EASETECH-databasen, der bygger på Bruun et al. (2006), som beskriver bioforgasning af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) og udbringning af afgasset biomasse på landbrugsjord. I disse moduler indgår luftemissioner af N<sub>2</sub>O og NH<sub>3</sub>, afstrømning af NO<sub>3</sub> til overfladevand, nedsivning af NO<sub>3</sub> til grundvand samt belastninger fra tungmetalindhold i restprodukterne. Ved anvendelse af afgasset biomasse produceret fra KOD skal gødningsvirkningen regnes med, og der

finder således en substitution af handelsgødning sted, som er inkluderet i beregningerne hos Bruun et al. (2006). Ifølge NaturErhvervsstyrelsen (2015) skal kvælstof i afgasset biomasse baseret på have/parkaffald ikke tilskrives nogen gødningsværdi. Denne uoverensstemmelse samt den kendsgerning, at der benyttes emissionsfaktorer for KOD, bør tages i betragtning ved fortolkning af resultaterne. Det vurderes dog, at denne tilgang ikke vil skade Ecogi-scenariet i forhold til de resterende scenarier.

### **3.3.7 Komposteringsanlæg**

For at modellere komposteringsprocessen blev der anvendt et modul i EASETECH-databasen, som beskriver milekompostering af have/parkaffald på Aarhus Komposteringsanlæg. Modulet blev modificeret mht. VS- og kulstofnedbrydning samt tab af materiale ved sigtning af komposten, som oprindeligt blev modelleret for tre forskellige materialefraktioner i have/parkaffald. I nærværende projekt blev der beregnet et vægtet gennemsnit på baggrund af tallene fra Aarhus, som androg 62,1 % nedbrydning af VS og kulstof og 6,2 % materialetab ved sigtning af komposten.

### **3.3.8 Udbringning af kompost og direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord**

Til at modellere udbringning af kompost samt direkte udbringning af have/parkaffald til landbrugsjord blev der benyttet emissionsværdier fra Møller et al. (2011), som gælder for østdanske forhold på lerjord. I modelleringen indgår luftemissioner af  $N_2O$  og  $NH_3$ , afstrømning af  $NO_3$  til overfladevand, nedsivning af  $NO_3$  til grundvand samt belastninger fra tungmetalindhold i restprodukterne. Fra Møller et al. (2011) blev der ligeledes anvendt dieselforbrug ved selve udbringningsprocessen.

### **3.3.9 Affaldsforbrændingsanlæg**

Et generisk dansk affaldsforbrændingsanlæg med 22 % el-effektivitet og 73 % varmeeffektivitet (begge netto-værdier) fra EASETECH-databasen blev benyttet til at modellere forbrænding af have/parkaffald. Behandling af restprodukter fra forbrændingsprocessen i form af flyveaske og slagge er inkluderet og bygger på livscyklusopgørelser fra EASETECH-databasen.

### **3.3.10 Neddeling af have/parkaffald**

Neddeling af have/parkaffald inden direkte udbringning på landbrugsjord og forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg blev modelleret baseret på oplysninger i Jacobsen et al. (2013) og androg 0,68 l diesel/ton restprodukt, som blev neddelt.

### **3.3.11 Transport**

Transport af afgasset biomasse, kompost og ubehandlet have/parkaffald fra behandlingsanlæggene til landbrug blev modelleret som 25 km med en 25 ton lastbil fra EASETECH-databasen.

### **3.3.12 Energimarginaler**

Marginal el antages at være produceret ved kulbaseret kondensdrift på et dansk kulkraftværk. Processen, som blev benyttet, kaldes "Marginal electricity consumption incl. fuel production, coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006" i EASETECH-databasen.

For marginal varmeproduktion benyttedes en gennemsnitlig fjernvarme beregnet på baggrund af oplysninger fra Energistyrelsen i Jacobsen et al. (2013). Processen betegnes "District heating, marginal average, (DK), kWh, 2012" i EASETECH-databasen. Processen blev anvendt som en gennemsnitlig "marginal" fjernvarmeprocess, idet det blev antaget, at den sande marginale proces i en vis udstrækning kan repræsenteres af denne.

# 4. Resultater

Kapitel 4 beskriver projektets resultater med hovedvægt på miljøvurderingen af pulpning af have/parkaffald, men inklusiv en kort beskrivelse af de driftsmæssige og teknisk baserede resultater af pulpningsforsøgene samt resultaterne af laboratorieforsøgene med bestemmelse af biometanpotentiallet (BMP) af pulpet have/parkaffald.

Afrapporteringen af LCA-resultater er opdelt i to hovedafsnit: I det første afsnit (afsnit 4.1) vises de samlede nettoresultater i form af normaliserede værdier for de fire scenarier, hvorved rangordenen for behandlingsmetoderne kan bestemmes. I det andet afsnit (afsnit 4.2) er der gået i dybden med de enkelte scenarier, idet potentielle miljøpåvirkninger blev yderligere opdelt på de processer, som indgår eller substitueres (undgås) i forbindelse med affaldsbehandlingen. I slutningen af hvert resultatafsnit samles de væsentligste konklusioner, som sammen med følsomhedsanalyserne i kapitel 5 danner grundlag for projektets samlede konklusioner, som de præsenteres i kapitel 6. Projektet inkluderer vurdering af fire scenarier, som beskriver behandling af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien samt en række alternative teknologier. Scenarierne er beskrevet i detaljer i afsnit 3.1 – hér skal blot de overordnede forskelle mellem scenarierne nævnes:

Scenarie 1 (Ecogi-scenariet) beskriver forbehandling af have/parkaffald ved sampulpning med KOD og efterfølgende produktion og udnyttelse af biogas til energiformål og udnyttelse af den afgassede biomasse til jordbrugsformål. Scenarie 2 (kompost-scenariet) beskriver kompostering af have/parkaffald – forbehandlingen består i dette scenarie i neddeling – og anvendelse af komposten til jordbrugsformål. I scenarie 3 (Direkte udbringning på landbrugsjord-scenariet) inkluderes også neddeling, men derefter udbringes have/parkaffaldet direkte på landbrugsjorden uden forudgående kompostering. I det sidste scenarie, scenarie 4 (Forbrændingsscenariet) neddeles have/parkaffaldet og forbrændes på et affaldsforbrændingsanlæg med tilhørende energisubstitution i form af el- og fjernvarmeproduktion.

På baggrund af livscyklusopgørelserne, som beskrevet i kapitel 3, blev de forskellige scenarier modelleret vha. LCA-modellen EASETECH, og de potentielle miljøpåvirkninger inklusiv påvirkningskategorierne for udnyttelse af abiotiske ressourcer (fossile samt grundstoffer) opgjort. Påvirkningskategorierne falder i følgende tre grupper, som præsenteres på forskellige grafer:

- ”Generelle” potentielle miljøpåvirkninger: drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling, fotokemisk ozondannelse, forsuring, terrestrisk eutrofiering, ferskvandseutrofiering og marineutrofiering
- Toksiske potentielle miljøpåvirkninger: humantoksicitet - cancereffekter; humantoksicitet – non cancereffekter; økotoksicitet og effekt af partikler
- Ressourceforbrug: abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer

Det gøres opmærksom på, at der ved tolkning af resultaterne bør skelnes mellem disse typer af påvirkningskategorier, som det er beskrevet i detaljer i afsnit 2.5. Især med hensyn til de toksiske påvirkningskategorier er der så stor metodemæssig usikkerhed forbundet med karakterisering og

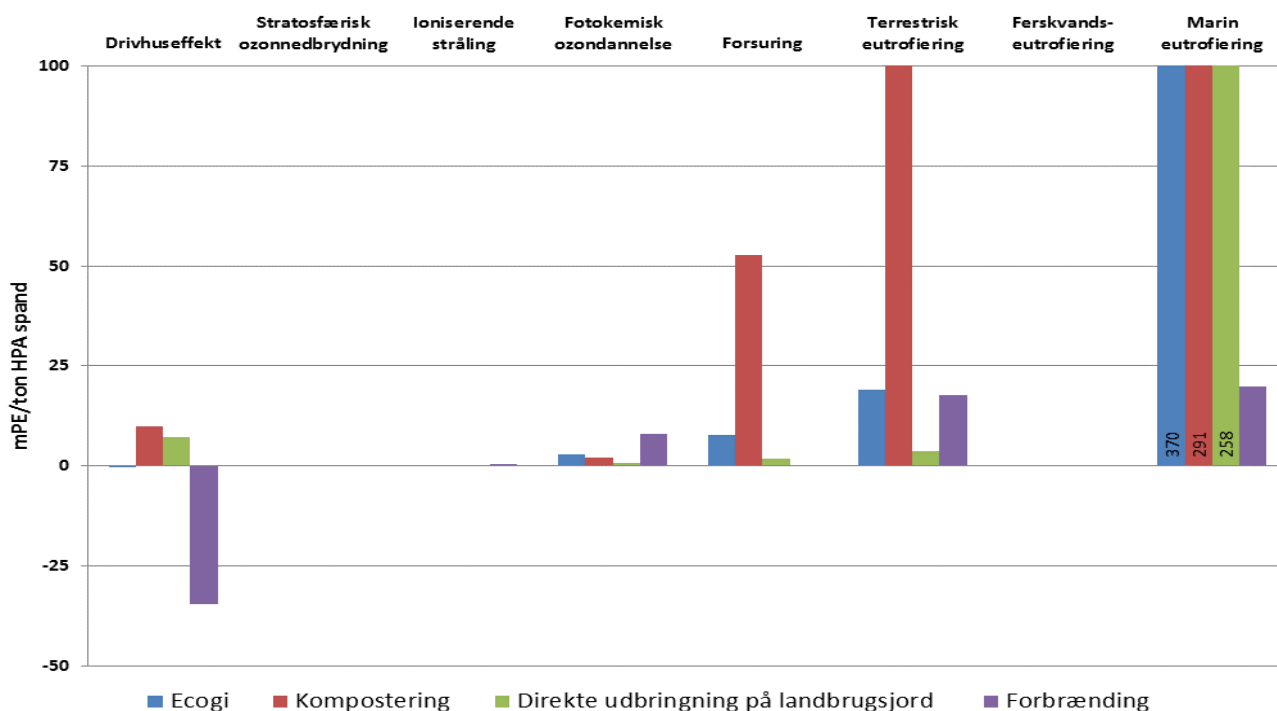
normalisering af emissioner, at det i nærværende projekt er valgt ikke at drage konklusioner om forskelle mellem scenarier alene baseret på potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske kategorier.

De potentielle miljøpåvirkninger vises som normaliserede værdier målt i (milli)personækvivalenter (mPE) for den samlede behandlede affaldsmængde. En personækvivalent (PE) svarer til den årlige belastning (fra alle personens aktiviteter også uden for affaldssystemet) fra én gennemsnitsperson i den pågældende miljøpåvirkningskategori. For påvirkningskategorien drivhuseffekt er der desuden som supplement i tekstafsnit vedrørende de normaliserede værdier angivet den potentielle miljøpåvirkning målt i ton CO<sub>2</sub>-ækvivalenter per ton have/parkaffald. Ved hjælp af personækvivalenten kan affaldssystemets relative bidrag til de enkelte miljøpåvirkningskategorier, set i forhold til samfundets samlede miljøpåvirkninger, vurderes. Numerisk negative værdier betegner undgåede miljøpåvirkninger, dvs. miljøbesparelser, mens numerisk positive værdier betegner nettobelastninger af miljøet.

På baggrund af resultaterne blev der udvalgt en række procesparametre samt en del underprocesser, hvis indflydelse på miljøvurderingens resultater undersøgte nærmere vha. et antal følsomhedsanalyser. Følsomhedsanalyserne bliver gennemgået i kapitel 5.

#### 4.1 Vurdering af samlede potentielle miljøpåvirkninger

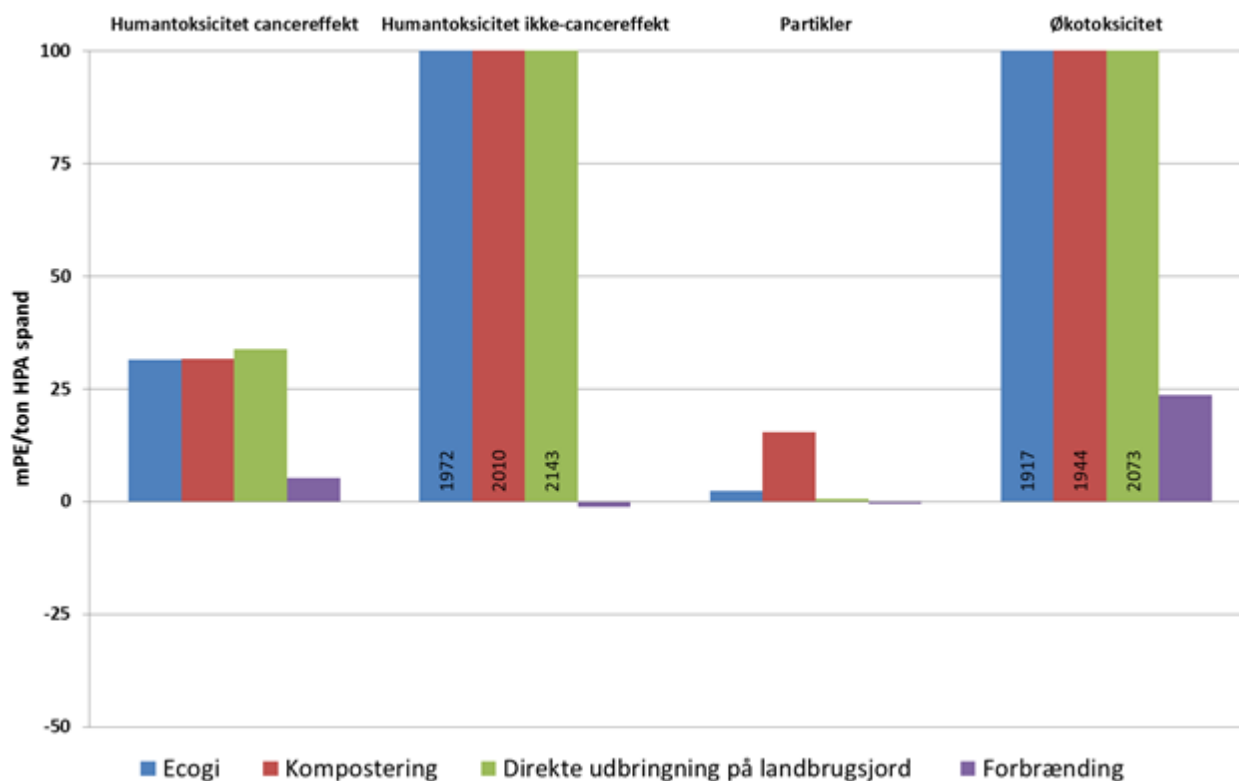
I det følgende afsnit gennemgås resultaterne af LCA'en startende med de overordnede resultater, hvor de samlede potentielle miljøpåvirkninger for de forskellige scenarier sammenlignes. På Figur 38 vises de "generelle" potentielle miljøpåvirkninger for de fire scenarier. Med hensyn til drivhuseffekt lå scenarie 1 "Ecogi" meget tæt på nul, idet der var en meget lille nettomiljøbesparelse på ca. -1 mPE/ton have/parkaffald behandlet (svarende til -8 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton). Scenarie 2 "Kompostering" og scenarie 3 "Direkte udbringning på landbrugsjord" udviste derimod nettomiljøbelastninger på hhv. 10 og 8 mPE/ton have/parkaffald behandlet (svarende til 81 og 65 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton). I scenarie 4 "Forbrænding" var der en nettomiljøbesparelse på ca. -30 mPE/ton have/parkaffald behandlet (svarende til ca. 243 kg CO<sub>2</sub>-ækv./ton).



FIGUR 38. SAMLEDE "GENERELLE" POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER I DE FIRE SCENARIER. I KATEGORIEN "MARIN EUTROFIERING" ER SØJLERNES HØJDE ANGIVET MED TAL FOR IKKE AT SKÆVVRIDE GRAFEN.

Det bemærkes, at de potentielle miljøpåvirkninger i kategorierne stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling var meget små. Man bør dog ikke undlade at undersøge resultaterne i en miljøpåvirkningskategori nærmere på baggrund af nettoværdierne, idet numerisk meget små nettoværdier kan bestå af store besparelser, som opvejes af store miljøbelastninger. Dette er dog ikke tilfældet for miljøpåvirkningskategorierne stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling, hvilket kan ses af figurerne i afsnit 4.2. I kategorierne forsuring og terrestrisk eutrofiering havde kompostscenariet større nettomiljøbelastninger end de andre scenarier. Marin eutrofiering skilte sig ud ved at være betydelig større end de resterende miljøpåvirkningskategorier for tre af scenarierne, hvorimod Forbrændingsscenariet kun udviste en lille potentiel miljøbelastning. Alt i alt var der stor forskel på scenarierne, hvor især komposteringsscenariet og forbrændingsscenariet skilte sig ud. Her er det dog vigtigt at gøre opmærksom på, at da der ikke benyttes vægtning af resultaterne i de forskellige miljøpåvirkningskategorier, kan man kun udnævne et scenarie til at være miljømæssigt bedst, hvis det er bedst i samtlige miljøpåvirkningskategorier. Da dette ikke er tilfældet her, må man konkludere, at der ikke er ét scenarie, som er miljømæssigt bedst.

På Figur 39 ses de toksiske miljøpåvirkningskategorier inklusiv emission af partikler. Det ses, at de potentielle påvirkninger er meget lig hinanden for de tre scenarier med biologisk behandling af have/parkaffald, hvorimod forbrænding skiller sig ud. Det bemærkes desuden, at de potentielle miljøpåvirkninger i kategorierne humantoksicitet ikke-cancereffekter samt økotoksicitet er meget store og nærmer sig 2200 mPE/ton have/parkaffald for scenariet med direkte udbringning af have/parkaffald.

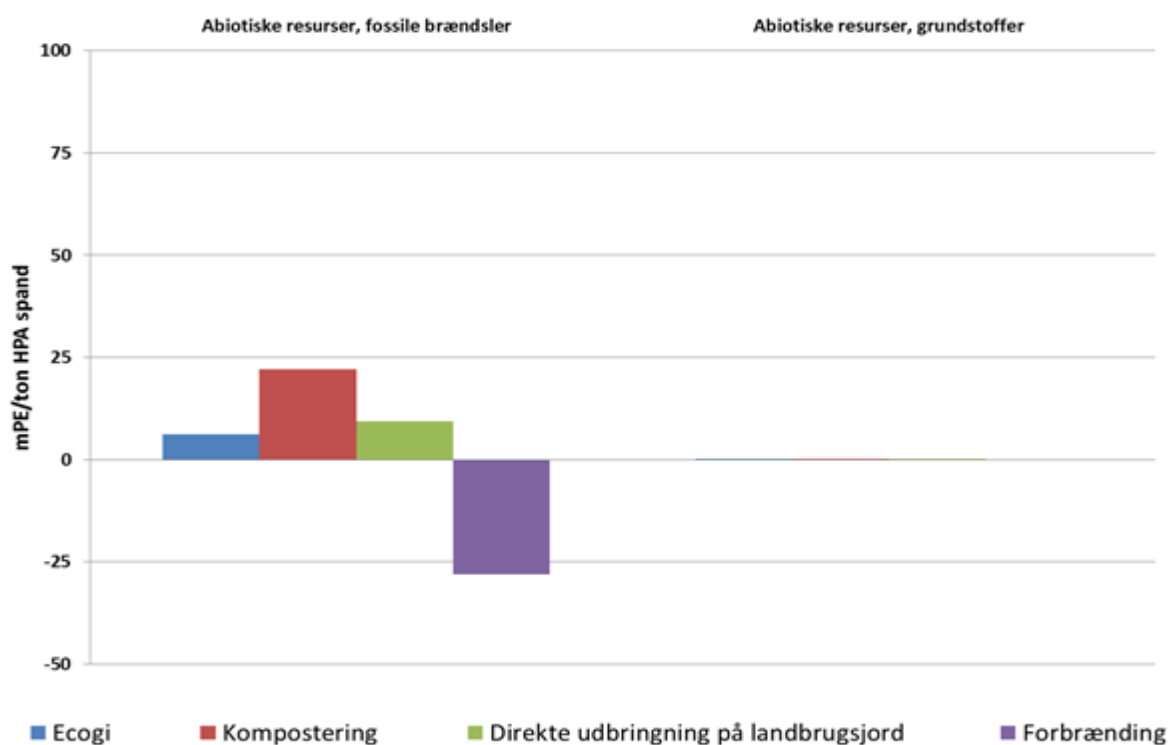


FIGUR 39. SAMLEDE POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER I DE FIRE SCENARIER. I KATEGORIERNE "HUMANTOKSICITET IKKE-CANCEREFFEKTER" OG "ØKOTOKSICITET" ER SØJLERNES HØJDE ANGIVET MED TAL FOR IKKE AT SKÆVVRIDE GRAFEN.

Disse potentielle toksiske miljøpåvirkninger skyldes næsten udelukkende tilstedeværelse af zink og bly i have/parkaffaldet, som i disse scenarier ender i jordmiljøet ved direkte udbringning af

have/parkaffald på landbrugsjord eller udbringning af afgasset biomasse og kompost. Som beskrevet i afsnit 2.5 tillægges disse potentielle miljøpåvirkninger ikke samme vægt som de "generelle" miljøpåvirkningskategorier, og der vil ikke blive draget konklusioner om forskelle mellem scenarier udelukkende på baggrund af disse kategorier. Det bør desuden understreges, at zink- og blymængderne i have/parkaffaldet, som det fremgår af analyser af biopulpen, ikke overtræder grænseværdierne for indhold af disse stoffer i restprodukter, der anvendes til jordbrugsformål. Sammenholdt med bemærkningerne i afsnit 2.5 om den store usikkerhed forbundet med LCA-metodens karakterisering af tungmetallers toksicitet vælges det at se bort fra størrelsen af de toksiske miljøpåvirkningskategorier i diskussionen af resultater i de følgende afsnit. Det bemærkes dog, at der ved udbringning af restprodukter fra behandling af have/parkaffald på landbrugsjord sker en samtidig belastning med tungmetaller, som ikke sker i forbrændingsscenariet, hvor tungmetallerne til stor del ender i flyveaske og slagge, hvorfra det ikke umiddelbart kommer i kontakt med landbrugsjord.

Forbrug af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer er vist i Figur 40. Forbruget af grundstoffer er praktisk taget nul, hvorimod der er et mindre nettoforbrug af fossile brændsler i scenarie 1, 2 og 3. Scenarie 4, som er forbrændingsscenariet, har en nettobesparelse på ca. -26 mPE/ton have/parkaffald.



FIGUR 40. SAMLET FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER I FORM AF FOSSILE BRÆNDSLER OG GRUNDSTOFFER I DE FIRE SCENARIER.

På baggrund af de samlede resultater i de "generelle" miljøpåvirkningskategorier og toksiske miljøpåvirkningskategorier samt forbrug af abiotiske ressourcer kan følgende konkluderes:

- I de "Generelle" miljøpåvirkningskategorier delte scenarierne sig i tre grupper, hvor kompostering (scenarie 2) havde de største potentielle nettomiljøbelastninger i to kategorier og forbrænding (scenarie 4) havde den største enkelte nettobesparelser. Ecogi-

teknologien (scenarie 1) og direkte udbringning på landbrugsjord (scenarie 3) lå imellem de to forud nævnte scenarier.

- Det er dog vigtigt at understrege, at intet scenarie var bedst i samtlige miljøpåvirkningskategorier, og at man derfor ikke kan udnævne ét bestemt scenarie til at være miljømæssigt set bedst.
- I de toksiske miljøpåvirkningskategorier var der dominerende potentielle miljøbelastninger i kategorierne humantoksicitet ikke-cancereffekter og økotoksicitet for scenarie 1, 2 og 3, der inkluderede udbringning af restprodukter på landbrugsjord. Af LCA-metodiske årsager bør disse resultater ikke benyttes til at drage konklusioner om scenariers indbyrdes rangorden.
- Der var et nettoforbrug af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler i de tre scenarier, som inkluderede biologisk behandling af have/parkaffald og udbringning af restprodukter på landbrugsjord. I forbrændings-scenariet var der en nettobesparelse.

#### **4.2 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på delprocesser**

I det forudgående afsnit vistes de potentielle miljøpåvirkninger som nettoværdier dvs. som summen af de potentielle miljøpåvirkninger for samtlige delprocesser, som indgår i de enkelte scenarier. I dette afsnit vises bruttoværdierne, således at de potentielle miljøpåvirkninger for hvert scenarie er delt op på de indgående delprocesser. Med delprocesser menes i denne sammenhæng ikke kun teknologiens, f.eks. forbrændingsanlæggets direkte miljøpåvirkninger i form af emissioner fra anlægget, men også substitutionerne forbundet med affaldsbehandlingen.

Der kan forekomme både numerisk negative værdier (miljøbesparelser) og positive værdier (miljøbelastninger) i en miljøpåvirkningskategori i samme scenarie, men det gøres opmærksom på, at summen af værdierne er de samme, som blev præsenteret i afsnit 4.1. Ved at vise bruttoværdier fremgår det hvilke delprocesser, som har betydning for det samlede resultat for de enkelte scenarier, hvilket er nyttigt, hvis man ønsker at forbedre affaldssystemets miljøprofil. Uanset om nettoværdierne i visse miljøpåvirkningskategorier er meget små, som det var tilfældet for stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling i afsnit 4.1 bør man altid kigge på bruttoværdierne, inden man vurderer om disse miljøpåvirkningskategorier er uden betydning for miljøvurderingens konklusioner. Hvis der på samme tid indgår store negative og positive potentielle miljøpåvirkninger i en miljøpåvirkningskategori kan resultatet blive tæt på nul, men ændring af affaldssystemet vil alligevel kunne afstedkomme væsentlige påvirkninger af resultatet.

Det er valgt at inddele hvert scenarie i et antal delprocesser, som indgår i den samlede affaldsbehandlingsteknologi i hvert scenarie. For Ecogi-scenariet (scenarie 1) kan behandlingsteknologien inddeles i "Ecogi", som betegner selve pulpningen og de dermed tilknyttede energiforbrug på Ecogi-anlægget, og delprocesserne "Produktion og udnyttelse af biogas", "Transport", "Udbringning af afgasset biomasse på landbrugsjord" og "Udnyttelse af rejektet". I Tabel 35 er vist de delprocesser, som indgår i de fire scenarier, og som benyttes til at inddele de potentielle miljøpåvirkninger for hvert scenarie i figurerne nedenfor.



**TABEL 35. DELPROCESSER SOM INDGÅR I SCENARIERNE, SAMT HVAD DE ENKELTE DELPROCESSER BESTÅR AF.**

Delproces som indgår i scenarierne	Scenarie. 1: Ecogi	Scenarie. 2: Kompostering	Scenarie. 3: Direkte udbringning på landbrugsjord	Scenarie. 4: Forbrænding
<b>Ecogi</b>	Forbrug af elektricitet på Ecogi-anlægget	-	-	-
<b>Produktion og udnyttelse af biogas</b>	Biogasanlæggets energiforbrug og emissioner (metanlækager), processpecifikke emissioner fra biogasmotoren og miljøbesparelser fra energisubstitution	-	-	-
<b>Transport</b>	Transport af afgasset biomasse	Transport af kompost	Transport af have/parkaffald til landbrug	-
<b>Udbringning af restprodukter på landbrugsjord</b>	Miljøbelastninger fra udbringning af afgasset biomasse samt miljøbesparelser fra C-sekvestring	Miljøbelastninger fra udbringning af kompost samt miljøbesparelser fra C-sekvestring	Miljøbelastninger fra udbringning af have/parkaffald samt miljøbesparelser fra C-sekvestring	-
<b>Udnyttelse af rejekt</b>	Miljøbelastninger ved forbrænding og miljøbesparelser ved energisubstitution	-	-	-
<b>Kompostering</b>	-	Drift af komposteringsanlæg (inkl. neddeling, energiforbrug og emissioner.)	-	-
<b>Neddeling</b>	-	-	Neddeling af have/parkaffald inden direkte udspredning på landbrugsjord	Neddeling af have/parkaffald inden forbrænding
<b>Forbrænding</b>	-	-	-	Drift af forbrændingsanlæg (inkl. miljøbelastninger fra behandling af restprodukter og miljøbesparelser fra energisubstitution)

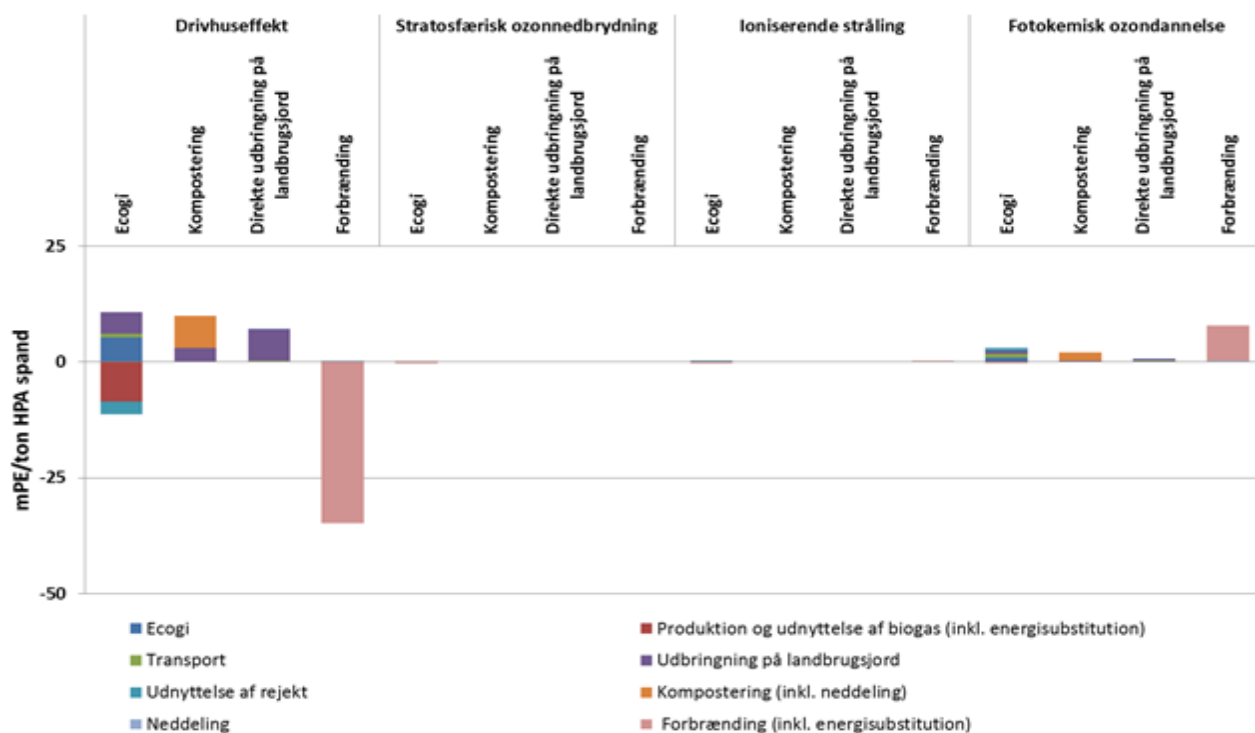
Udover at kende de potentielle miljøpåvirkningers fordeling på de indgående behandlingsteknologier kan det være nyttigt at vide hvilke enkeltstoffer og kemiske forbindelser, der har betydning for miljøvurderingen. Der er derfor inkluderet en liste over stoffer, der påvirker de enkelte miljøpåvirkningskategorier (Tabel 36).

**TABEL 36. KEMISKE STOFFER OG FORBINDELSER, SOM HAR AFGØRENDE INDFLYDELSE PÅ POTENTIELLE PÅVIRKNINGER I DE ANVENDTE MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER.**

Miljøpåvirkningskategori	Vigtige kemiske stoffer og forbindelser
<b>Generelle påvirkningskategorier</b>	
Drivhuseffekt	CO <sub>2</sub> -fossil, N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub>
Stratosfærisk ozonnedbrydning	Halon- og CFC-gasser
Ioniserende stråling	C-14
Fotokemisk ozondannelse	NO <sub>x</sub> , CO, NMVOC
Forsuring	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub>
Terrestrisk eutrofiering	NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub>
Ferskvandseutrofiering	P, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Marin eutrofiering	NO <sub>x</sub> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>3</sub>
<b>Toksiske påvirkningskategorier</b>	
Humantoksicitet – cancer	CrVI, Cd, CH <sub>2</sub> O, Hg, Pb, Ni
Humantoksicitet – Noncancer	Zn, Cd, Hg, Pb
Økotoxicitet	Zn, Cu
Partikler	Partikler, NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub>
<b>Ressourceforbrugskategorier</b>	
Abiotisk ressourceforbrug – fossilt	Kul, olie, gas
Abiotisk ressourceforbrug – elementer	P, Cu, Cr, Cd, Pb

I de følgende fire figurer vises de potentielle miljøpåvirkninger fordelt på de delprocesser, som indgår i de forskellige scenarier. For overskuelighedens skyld er de "generelle" miljøpåvirkningskategorier opdelt på to figurer. Figur 41 viser drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling og fotokemisk ozondannelse, fordelt på de i Tabel 35 beskrevne delprocesser. Det ses, at stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling begge udgør meget små potentielle miljøpåvirkninger, og det bemærkes, at det ikke er delprocesser, som opvejer hinanden, der leder til dette resultat. Disse miljøpåvirkningskategorier kan derfor udelades i den videre diskussion af scenariernes indbyrdes rangorden. Mht. fotokemisk ozondannelse, som svarer til smog, er de samlede potentielle miljøpåvirkninger ligeledes små – under 10 mPE/ton have/parkaffald – men forbrændingsscenariet skiller sig alligevel ud med den højeste nettomiljøbelastning, som skyldes emission af NO<sub>x</sub> ved forbrændingsprocesser.

For drivhuseffekt er billedet mere kompliceret. Den største nettomiljøbesparelse forekommer i forbrændingsscenariet, og det ses, at besparelsen udelukkende skyldes forbrændingsprocessen inklusiv energisubstitution. Neddeling af have/parkaffald, som udgør en miljøbelastning, kan næsten ikke skelnes i forbrændingsscenariet, og er således uden betydning for det samlede resultat. Mht. drivhuseffekt giver forbrændingsscenariet anledning til de største miljøbesparelser. Det skyldes, at brændværdien af have/parkaffald er relativ høj samtidig med, at biometanpotentiallet er betydeligt lavere end f.eks. for kildesorteret organisk dagrenovation. Da der samtidig ikke er fossilt kulstof i have/parkaffaldet, bliver energisubstitutionen en væsentlig parameter, som giver anledning til den samlede miljøbesparelse på ca. -30 mPE/ton have/parkaffald.



FIGUR 41. GENERELLE POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER (DRIVHUSEFFEKT, STRATOSFÆRISK OZONNEDBRYDNING, IONISERENDE STRÅLING OG FOTOKEMISK OZONDANNELSE) FORDELT PÅ UNDERPROCESSER I DE FIRE SCENARIER.

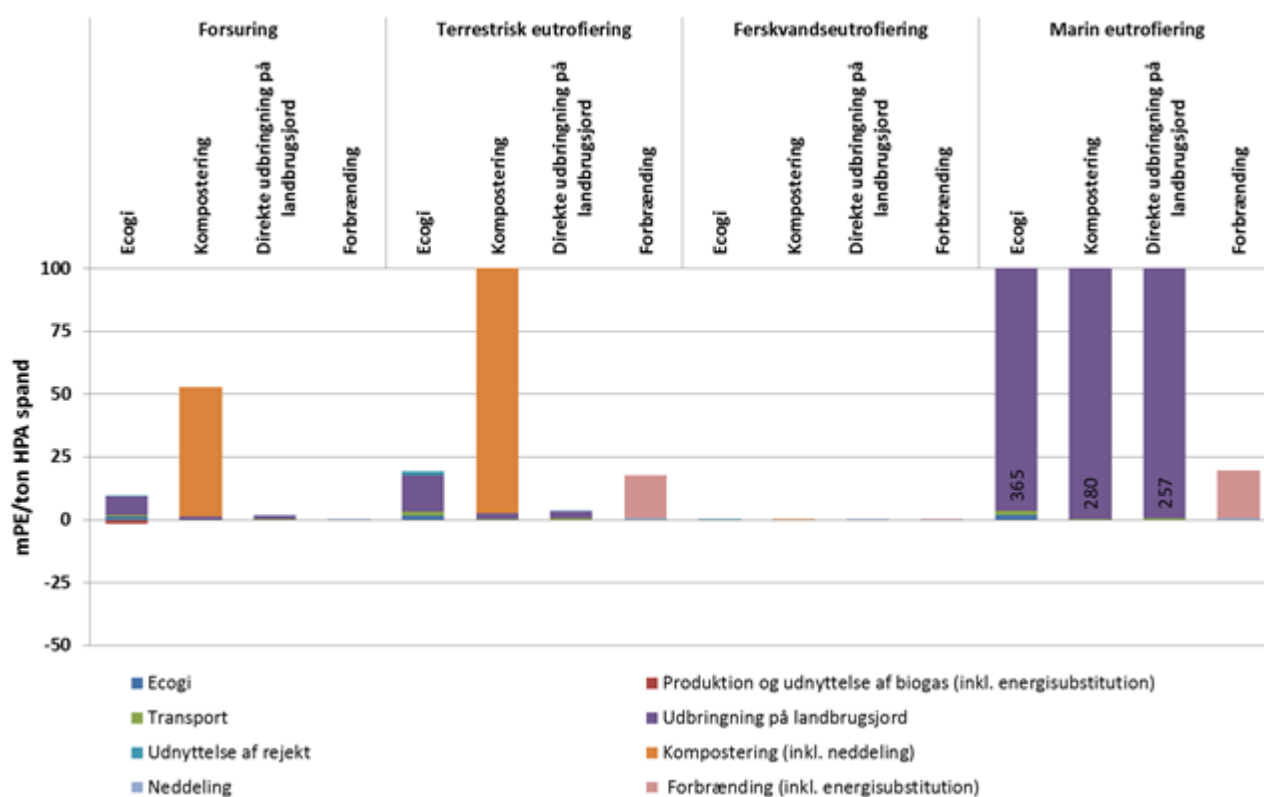
I Ecogi-scenariet er de potentielle miljøpåvirkninger opdelt i fem delprocesser; af disse spillede "Produktion og udnyttelse af biogas" (miljøbesparelse) samt selve driften af Ecogi-teknologien (miljøbelastning) størst rolle. Betragter man den potentielle drivhuseffekt for scenariet med direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord, er det udelukkende den delproces, som betegnes "Udbringning af restprodukter på landbrugsjord", der bidrager. Denne delproces inkluderer kulstofsekvistrering, som bidrager til miljøbesparelser, og emission af lattergas, som bidrager til miljøbelastninger. I dette tilfælde kan emissionen af lattergas ikke opvejes af kulstofsekvistreringen, og det samlede resultat bliver en nettomiljøbelastning.

Som den sidste behandlingsteknologi skal nævnes kompostering (scenarie 2), som praktisk taget kun udviser miljøbelastninger fra delprocessen "kompostering", som inkluderer neddeling, energiforbrug og emissioner på anlægget samt "Udbringning af restprodukter på landbrugsjord". Miljøbesparelser fra kulstofsekvistrering er ubetydelige, da en stor del af kulstoffet omdannes under komposteringsprocessen, og således ikke indgår ved udbringning af komposten på landbrugsjord. Lattergasemissionerne er mindre end ved direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord, men er alligevel så store, at delprocessen "Udbringning af restprodukter på landbrugsjord" resulterer i en nettomiljøbelastning.

De resterende generelle miljøpåvirkningskategorier forsuring, terrestrisk eutrofiering, ferskvandseutrofiering og marin eutrofiering er vist på Figur 42. I kategorierne forsuring og terrestrisk eutrofiering skiller scenarie 2 "Kompostering" sig ud med relative store potentielle miljøpåvirkninger. I begge miljøpåvirkningskategorier skyldes miljøbelastningen emission af ammoniak fra komposteringsprocessen. Åben milekompostering, som er den mest anvendte komposteringsteknologi til have/parkaffald, og derfor er tænkt anvendt som komposteringsteknologi i nærværende projekt, er forbundet med emissioner fra nedbrydning af det

organiske materiale, hvor især ammoniak fra nedbrydning af organisk bundet kvælstof er dominerende.

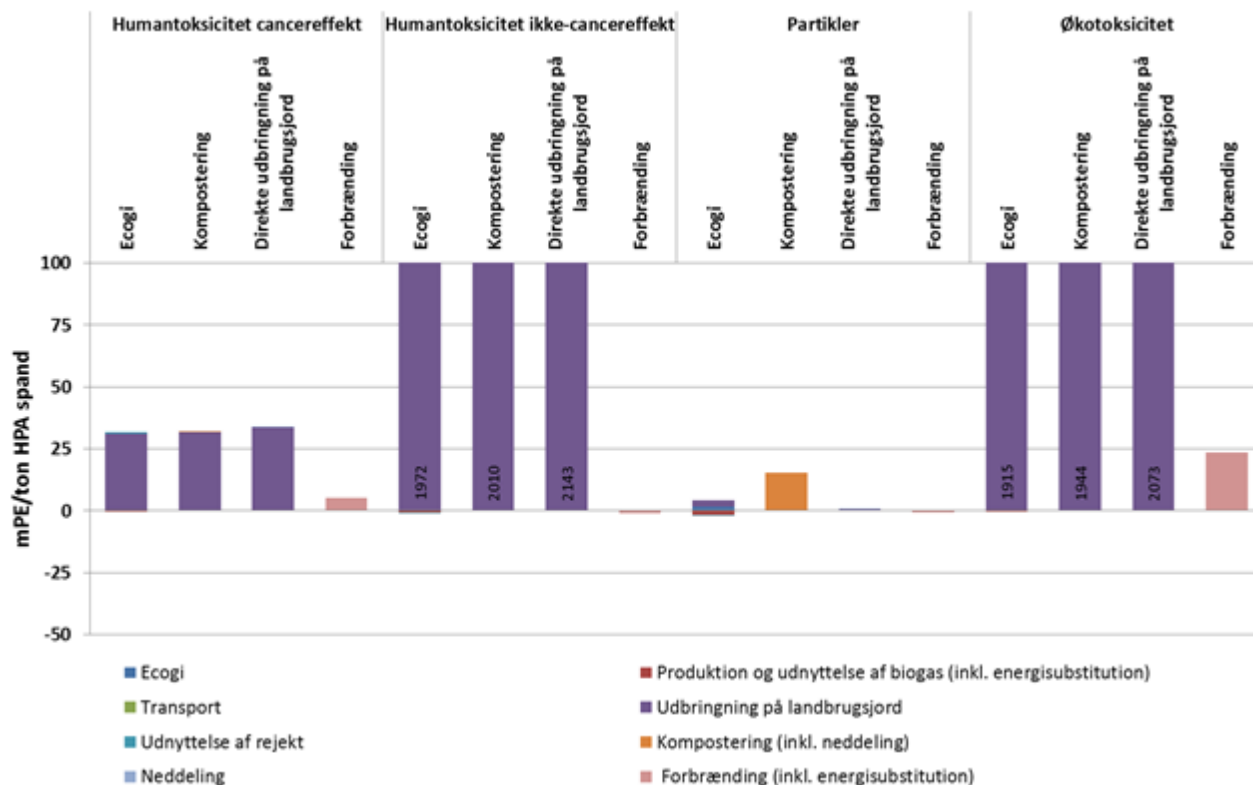
I kategorien ferskvandseutrofiering er der praktisktaget ingen potentielle miljøpåvirkninger. I kategorien marin eutrofiering er der derimod tale om en væsentlig nettomiljøbelastning for de tre scenarier med udbringning af kompost og andre materialer på landbrugsjord. Miljøbelastningen skyldes kvælstof, som stammer fra nedbrydning af organisk bundet kvælstof i landbrugsjorden, og som ultimativt ender i det marine miljø, hvor det bidrager til eutrofiering. Forskellen i effekt mellem ferskvandseutrofiering og marin eutrofiering skyldes den anvendte LCA-metode. Som det ses af Tabel 36 bidrager kun kvælstof og ikke fosfor til eutrofiering i det marine miljø – for ferskvandseutrofiering er det omvendt. LCA-metoden er udformet på denne måde, fordi P og N er begrænsende faktorer for hhv. ferskvandseutrofiering og marin eutrofiering og derfor er afgørende for disse potentielle miljøeffekter. Da det antages, at der ikke forekommer afstrømning af fosfat (al fosfat i restprodukterne optages af planter eller bindes til jordmatricen), er der ingen potentielle miljøpåvirkninger i kategorien ferskvandseutrofiering. Denne miljøpåvirkningskategori kan derfor udelades i det følgende.



FIGUR 42. GENERELLE POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER (FORSURING, TERRESTRISK EUTROFIERING, FERSKVANDSEUTROFIERING OG MARIN EUTROFIERING) FOR DE FIRE SCENARIER.

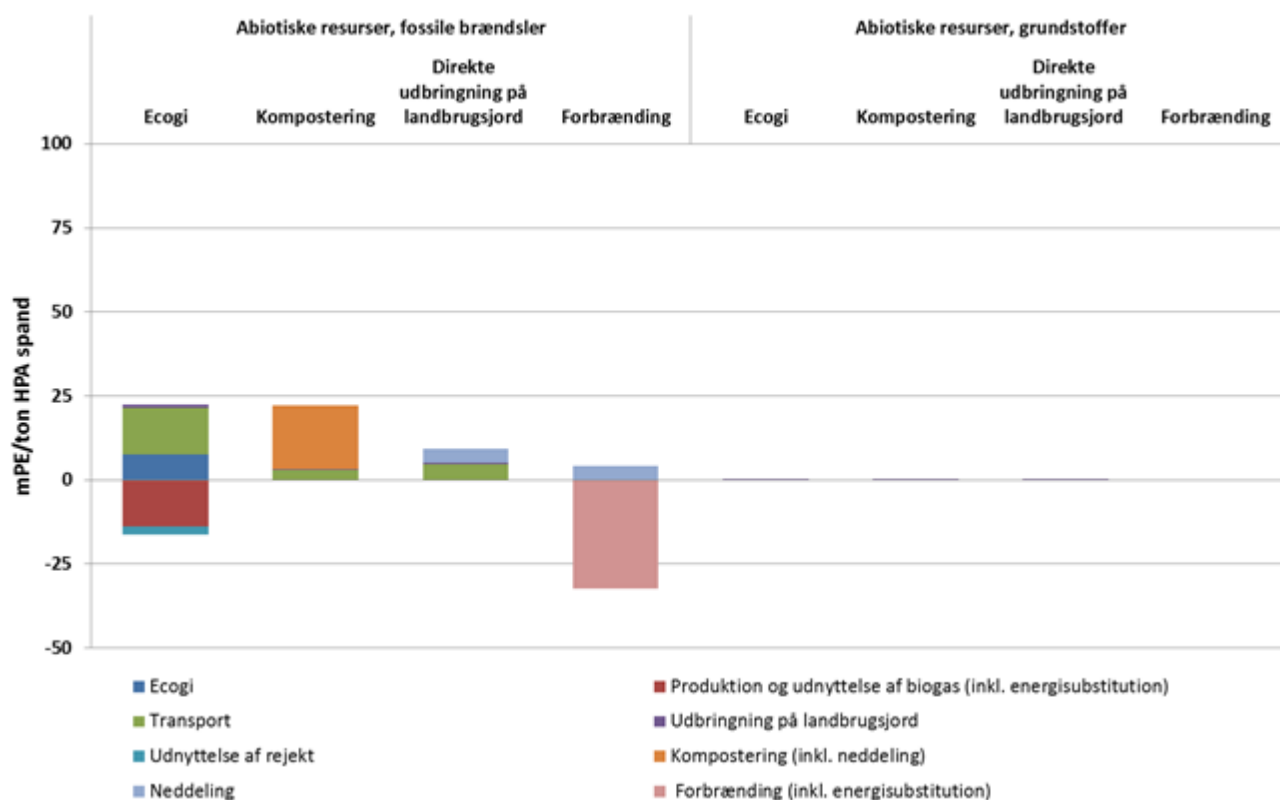
De toksiske potentielle miljøpåvirkninger inklusiv emission af partikler er vist på Figur 43. Som nævnt adskillige gange i rapporten er resultaterne i de toksiske miljøpåvirkningskategorier behæftet med væsentlige fejlkilder, og der bliver derfor ikke draget konklusioner, som bygger udelukkende på disse kategorier. Som figuren viser, er det udbringning på landbrugsjord, som er den altoverskyggende kilde til potentiel toksicitet i kategorierne humantoksicitet ikke-cancereffekter og økotoksicitet. I kategorien humantoksicitet cancereffekter er det ligeledes udbringning på landbrugsjord, som er den væsentligste faktor, men den potentielle toksicitet er lang mindre end i de to andre kategorier. Ved nærmere undersøgelse viser det sig, at der er indholdet af tungmetallet

zink, som bidrager med over 90 % af den potentielle miljøpåvirkning. LCA-metoden – i dette tilfælde UseTox – karakteriserer zink på denne måde. Vi har valgt på grundlag af litteraturreferencer samt bemærkninger på UseTox hjemmeside at se bort fra disse resultater. Det bemærkes desuden, at zink ikke overskrider grænseværdierne for restprodukter, som anvendes til udbringning på landbrugsjord (se delrapporten i bilag 1 ”Pulping af have/parkaffald vha. Ecogiteknologien”).



FIGUR 43. TOKSISKE POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER FORDELT PÅ DELPROCESSER I DE FIRE SCENARIER.

Forbruget af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer kan ses på Figur 44. Forbruget af abiotiske ressourcer i form af grundstoffer er helt ubetydeligt og vil derfor ikke blive yderligere kommenteret. Forbrændingsscenariet havde den største miljøbesparelse mht. forbrug af fossile brændsler, som skyldtes energisubstitutionen. I det hele taget ligner resultaterne i denne miljøpåvirkningskategori resultaterne for drivhuseffekt en del, da energisubstitution og energiforbrug spiller en relativt stor rolle. Ecogi-scenariet (scenarie 1) har en miljøbelastning fra transport og fra driften af selve Ecogiteknologien. Grunden til, at miljøbelastningen fra transport (i form af forbrug af diesel) er størst i dette scenarie, er, at den afgassede biomasse fra biogasprocessen er fortyndet med vand, og at der derfor er mere materiale at transportere end i scenarierne, hvor have/parkaffald transporteres til landbrugsjord i tør tilstand. I forhold til kompostscenariet og scenariet med direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord er der dog en større potentiel miljøbesparelse forbundet med udnyttelse af biogas, som resulterer i, at scenarie 1 er marginalt bedre end scenarie 2 og 3 i denne miljøpåvirkningskategori.



FIGUR 44. FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER I FORM AF FOSSILE BRÆNDSLER OG GRUNDSTOFFER FORDELT PÅ DELPROCESSER FOR DE FIRE SCENARIER.

På baggrund af resultaterne opdelt på delprocesser i miljøpåvirkningskategorierne "Generelle kategorier", "Toksiske kategorier" samt "Forbrug af abiotiske ressourcer" kan følgende konkluderes:

- I drivhuseffektkategorien var det energisubstitution, som spillede størst rolle for Ecogi-scenariet og for forbrændingsscenariet mht. miljøbesparelser. For komposteringsscenariet og scenariet med direkte udbringning på landbrugsjord var de vigtigste elementer lattergasemission (miljøbelastning) og kulstofsekvistrering (miljøbesparelse) i landbrugsjorden, som resulterende i en nettomiljøbelastning.
- Forbrændingsscenariet havde den største miljøbesparelse i drivhuseffektkategorien pga. energisubstitutionen, som ved forbrænding af have/parkaffald er større end substitutionen ved udnyttelse af biogas. Det skyldes, at haveparkaffald er relativt tørt og derfor har en brændværdi, som overgår energiindholdet i den producerede biogas.
- I de generelle miljøpåvirkningskategorier stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling og ferskvandseutrofiering var såvel nettomiljøpåvirkningerne som miljøpåvirkningerne fordelt på delprocesser ubetydelige, og disse kategorier bør derfor ikke indgå ved rangordning af scenarierne.
- Komposteringsscenariet havde større miljøbelastninger i kategorierne forsuring og terrestrisk eutrofiering end de resterende scenarier. Det skyldes emission af ammoniak fra komposteringsprocessen, som således er en væsentlig parameter at fastlægge for komposteringsanlæg.

- De store potentielle miljøbelastninger i de toksiske miljøpåvirkningskategorier skyldes tungmetalindhold (især zink og bly) i restprodukterne, som udbringes på landbrugsjord. Af LCA-metodiske grunde bør disse resultater ikke ligge til grund for sammenligning af scenariernes rangorden.
- Forbrug af ressourcer i form af fossile brændsler var i høj grad forbundet med energiforbrug og energisubstitution for de forskellige teknologier. For scenarie 1 opvejede disse praktisk taget hinanden. I komposteringsscenariet er der ingen energisubstitution, hvorved der fremkom et netto-ressourceforbrug. Forbrændingsscenariet havde derimod den største energisubstitution og dermed ressourcebesparelse.

# 5. Følsomhedsanalyser

Resultaterne af miljøvurderingen, som de kan ses i kapitel 4, bygger på en lang række antagelser og forudsætninger, der ligger til grund for modelleringen af behandlingssystemerne. For at undersøge i hvor høj grad miljøvurderingens resultater er robuste, dvs. at scenarierne ikke ændrer rangorden ved ændring af forudsætninger, udførtes et antal følsomhedsanalyser. Miljøvurderingens forudsætninger kan inddeles i to typer, som er forbundet med hhv. størrelsen af forskellige operationsparametre, dvs. er afhængige af udformningen af affaldsbehandlingsteknologierne inklusiv indsamling, og med mere systemiske forhold, der inkluderer de bagvedliggende energisystemer. Baseret på resultaterne i kapitel 4 samt generel viden om de faktorer som har betydning for affalds-LCA'er, udvalgte fem følsomhedsanalyser, heraf tre relateret til parametre i forbindelse med behandlingsteknologierne og de resterende to til de bagvedliggende systemer.

Resultaterne af følsomhedsanalyserne blev angivet for miljøpåvirkningskategorierne drivhuseffekt, fotokemisk ozondannelse (smog), forsurening, terrestrisk eutrofiering og forbrug af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler. Miljøpåvirkningskategorierne stratosfærisk ozonnedbrydning, ioniserende stråling, humantoksicitet – cancer, humantoksicitet- ikke-cancer, økotoksicitet samt forbrug af abiotiske ressourcer i form af grundstoffer bliver ikke nævnt i diskussionen grundet de meget små værdier eller høje usikkerheder forbundet med disse kategorier. De fem følsomhedsanalyser er samlet i Figur 45 og bliver kommenteret hver for sig i de følgende afsnit.

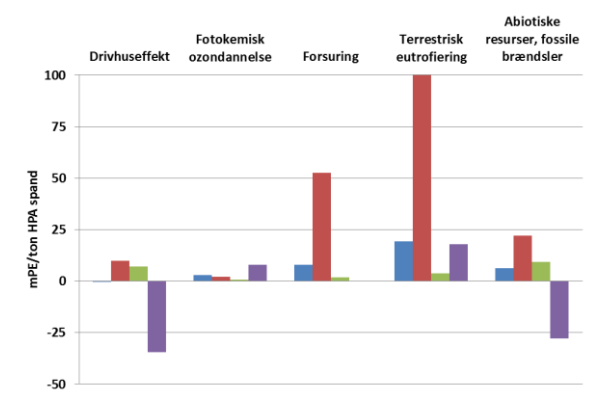
## 5.1 Øget biogasproduktion på biogasanlæg i Ecogi-scenariet

I denne følsomhedsanalyse blev biogasproduktionen på biogasanlægget øget i Ecogi-scenariet. Størrelsen af biogasproduktionen er afhængig af nedbrydning af substratet i biogasreaktoren, som angives som en procentdel af BMP. BMP kan ikke udnyttes 100 % pga. driftsmæssige begrænsninger. I nærværende projekt blev der anvendt en udnyttelsesgrad på 76 % af BMP målt på biopulpen, som er en gennemsnitsværdi for anaerob nedbrydning af bioaffald (Angelidaki & Batstone, 2011). Dette tal bygger dog ikke på pulpningsteknologier, og det kan derfor ikke udelukkes, at biopulpen kan udnyttes i højere grad.

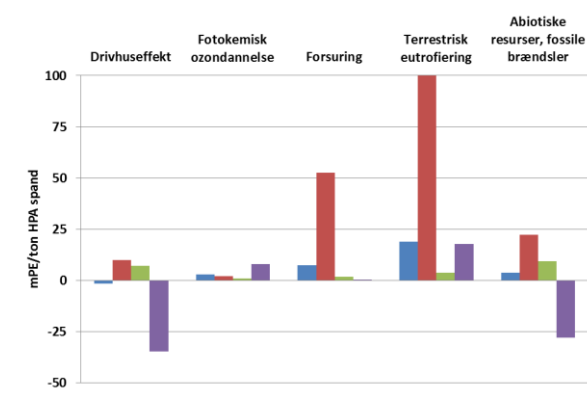
Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse med en udnyttelse af biopulpens BMP på 85 %. Resultatet kan ses på Figur 45 i delfigur 5.1. Ecogi-scenariet blev forbedret i samtlige miljøpåvirkningskategorier, men rangfølgen af scenarier var den samme i alle miljøpåvirkningskategorier, hvilket vil sige at miljøvurderingen er robust over for ændring af denne forudsætning.



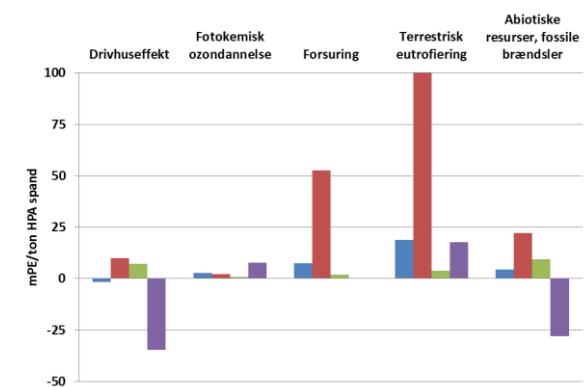
## 5.0 Hovedscenarier



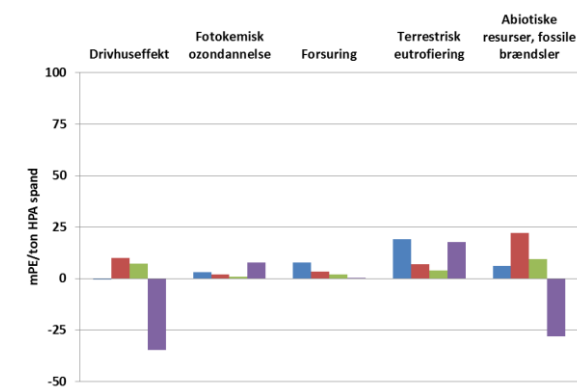
## 5.1 Øget biogasproduktion



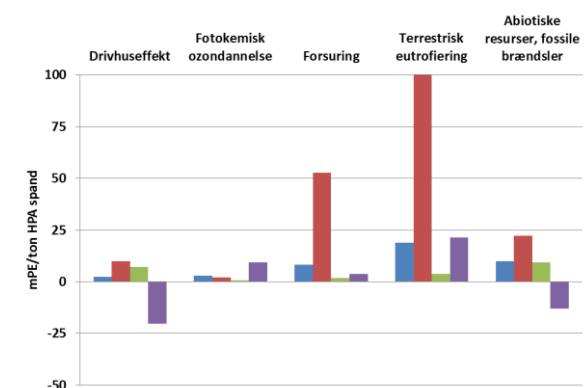
## 5.2 Mindre el-forbrug for Ecogi-teknologien



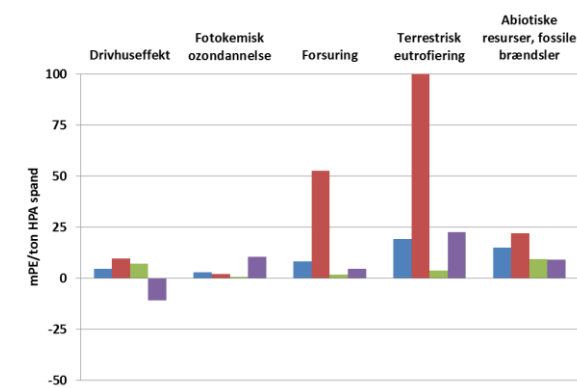
## 5.3 Mindre ammoniakemission fra kompostering



## 5.4 Naturgasbaseret marginal el



## 5.5 Vindkraftbaseret marginal el



■ Ecogi ■ Kompostering ■ Direkte udbringning på landbrugsjord ■ Forbrænding

FIGUR 45. FØLSOMHEDSANALYSER 5.1 TIL 5.5. TIL SAMMENLIGNING ER HOVEDSCENARIERNE VIST I DELFIGUR 5.0.

### **5.2 Mindre elektricitetsforbrug for Ecogi-teknologien**

Elektricitetsforbruget til at drive Ecogi-teknologien blev angivet til 41 kWh/ton affald, som behandles. Bernstad et al. (2013) angiver eksempler på anlæg, der behandler bioaffald, som har et lavere energiforbrug. For at undersøge indvirkningen af energiforbruget ved drift af Ecogi-teknologien blev der udført en følsomhedsanalyse med elektricitetsforbruget nedsat 25 % til 31 kWh/ton affald, se Figur 45 delfigur 5.2.

På samme måde som ved øget biogasproduktion fra biopulpen resulterede et nedsat elektricitetsforbrug til drift af Ecogi-teknologien i en miljømæssig forbedring i forhold til de andre scenarier, men ændringerne var så små, at det ikke havde indflydelse på scenariernes indbyrdes rangorden. Miljøvurderingen er således robust over for ændring af denne forudsætning.

### **5.3 Mindre ammoniakemission fra kompostering**

De relativt store potentielle miljøbelastninger i kategorierne forsuring og terrestrisk eutrofiering i komposteringsscenariet skyldes ammoniakfordampning fra komposteringsprocessen. Ved overdækning af kompostmilerne og pumpning af afgangsluften gennem et biofilter vil det være muligt at nedbringe ammoniakfordampningen væsentligt. Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse, hvor komposteringsmilerne tænkte forsynet med et højeffektivt biofilter, som fjernede 98 % af ammoniakindholdet i afgangsluften.

Som det ses af Figur 45 delfigur 5.3 havde dette stor betydning for de potentielle miljøpåvirkninger for komposteringsscenariet i kategorierne forsuring og terrestrisk eutrofiering, som resulterede i en ændring i scenariernes rangfølge. Miljøvurderingen er altså ikke robust over for ændringer i forudsætningerne om komposteringsanlæggets ammoniakfordampning. Det skal dog bemærkes, at komposteringsanlæg, der behandler have/parkaffald, i de fleste tilfælde ikke er overdækkede og forsynet med biofiltre.

### **5.4 Ændring af elektricitetsmarginalen fra kulbaseret til naturgasbaseret**

I denne følsomhedsanalyse undersøgtes effekten af en ændring af elektricitetsmarginalen fra kulbaseret til naturgasbaseret. En sådan ændring af marginalen på mere lang sigt foreslås af Ekvall et al. (2007). Denne ændring påvirker samtlige miljøkategorier. En naturgasbaseret el marginal blev implementeret i Ecogi-scenariet for el-forbruget til drift af Ecogi-teknologien, for el-substitutionen ved udnyttelse af biogas og ved el-forbruget på biogasanlægget. I forbrændingsscenariet blev el-substitutionen ligeledes ændret til naturgasbaseret elektricitetsproduktion. I de resterende scenarier har den marginale el-produktion mindre betydning for miljøvurderingens resultater, og ændringen blev derfor ikke implementeret i komposteringsscenariet og scenariet med direkte udbringning af have/parkaffald.

Følsomhedsanalysen med naturgasbaseret el-marginal er vist på Figur 45 delfigur 5.4. Ændringen havde den effekt, at miljøbesparelserne i kategorierne drivhuseffekt og ressourceforbrug i form af fossile brændsler blev væsentlig mindre for forbrændingsscenariet, og det havde også effekt i andre påvirkningskategorier. Til sammen ændredes scenariernes rangorden i tre miljøpåvirkningskategorier, og miljøvurderingen er altså ikke robust over for denne ændring i baggrundssystemet.

### **5.5 Ændring af elektricitetsmarginalen fra kulbaseret til vindkraftbaseret**

I denne følsomhedsanalyse antoges det, at el-marginalen i fremtiden vil blive fossilfri og baseret på fornybar energi. Som eksempel benyttedes vindkraft, og resultatet af denne følsomhedsanalyse er vist i Figur 45 delfigur 5.5. Som for den forudgående følsomhedsanalyse havde denne ændring betydning især for scenarierne med energiudnyttelse, hvor miljøbesparelserne blev mindre og/eller

miljøbelastningerne blev større. Rangordenen skiftede i tre miljøpåvirkningskategorier, og miljøvurderingen er således ikke robust over for denne ændring af forudsætningerne.

Samlet kan det konkluderes, at miljøvurdering er følsom over for ændringer i et antal forudsætninger, som inkluderer ammoniakemissioner på komposteringsanlæg samt forudsætninger om brændselstyper i det bagvedliggende energisystem.

## 6. Konklusioner

Denne rapport omfatter en livscyklusbaseret miljøvurdering af udnyttelse af have/parkaffald indsamlet ved husstandene. Miljøvurderingen er den afsluttende del af et projekt, som derudover indeholdt fuldskalaforsøg med pulping af have/parkaffald vha. Ecogi-teknologien samt laboratorieforsøg med det formål at bestemme pulpens biometanpotentiale. Resultaterne fra fuldskalaforsøgene og laboratorieforsøgene indgår i datagrundlaget for miljøvurderingen.

Miljøvurderingen inkluderede fire scenarier. Scenarie 1 Ecogi-scenariet beskrev sampulping af have/parkaffald med kildesorteret organisk dagrenovation, udnyttelse af biogas fra pulpen i form af el- og varmeproduktion og udbringning af den afgassede biomasse fra biogasprocessen på landbrugsjord. Scenarie 2 inkluderede kompostering af have/parkaffaldet i miler og udbringning af komposten på landbrugsjord. Scenarie 3 var direkte udbringning af have/parkaffaldet på landbrugsjord. Det fjerde scenarie inkluderede forbrænding af have/parkaffaldet på et affaldsforbrændingsanlæg med energiudnyttelse.

Da en del af resultaterne var behæftet med stor metodisk usikkerhed, eller forskellene mellem scenarier var ubetydelige, bygger konklusionerne på et udvalg af de undersøgte miljøpåvirkningskategorier. Som hovedresultat kan fremhæves, at der ikke var ét scenarie, som var miljømæssigt set bedst i samtlige miljøpåvirkningskategorier. Da der ikke anvendes vægtning i miljøvurderingen, betyder dette, at der ikke er ét scenarie, som kan udnævnes til det miljømæssigt bedste.

I drivhuseffektkategorien udviste Ecogi-scenariet ganske små nettomiljøbesparelse. Komposteringsscenariet og scenariet med direkte udbringning af have/parkaffald på landbrugsjord, derimod, udviste nettomiljøbelastninger. Forbrændingsscenariet havde den største miljøbesparelse i denne påvirkningskategori. Denne rækkefølge skyldes, at kompostering ikke har nogen energisubstitution, hvorimod forbrænding har den største energisubstitution, som pga. have/parkaffaldets relativt høje brændværdi overgår energiindholdet i den producerede biogas i Ecogi-scenariet.

Komposterings-scenarier havde miljøbelastninger i kategorierne forsuring og terrestrisk eutrofiering, som var større end i de resterende scenarier. Det skyldtes, at der ved åben milekompostering finder fordampning af ammoniak sted, som bidrager til disse påvirkningskategorier, og som ikke finder sted i de andre scenarier.

I miljøpåvirkningskategorien marin eutrofiering var der derimod en væsentlig forskel til forbrændingsscenariets fordel, idet scenarierne med biologisk behandling havde betydeligt større potentielle miljøbelastninger i denne kategori. Ved udbringning af restprodukter fra behandling af have/parkaffald på landbrugsjord sker der ultimativt en udsivning af N-holdige forbindelser til havmiljøet, som ikke finder sted ved forbrænding.

Ved benyttelse af miljøvurderingens resultater, bør man derfor skelne mellem resultaterne i de forskellige miljøpåvirkningskategorier og tage i betragtning, hvilken potentiel miljøpåvirkning man tillægger størst betydning i den konkrete sammenhæng.

For at undersøge betydningen af miljøvurderingens robusthed blev der udført et antal følsomhedsanalyser, hvor centrale forudsætninger blev ændret, og deres indflydelse på scenariernes rangorden i de forskellige miljøpåvirkningskategorier blev noteret. Det viste sig, at enkelte af scenarierne skiftede rangorden, når forudsætninger om ammoniakfordampning i komposteringsscenariet samt typen af brændsel, som indgik i den marginale elektricitet, blev ændret. Miljøvurderingen er således ikke robust over for ændringer i disse forudsætninger, hvilket bør tages i betragtning ved brug af miljøvurderingens resultater.

# 7. Referencer

- Angelidaki, I. & Batstone, D.J. (2011) Anaerobic Digestion: Process. In: T. H. Christensen (Ed.), Solid Waste Technology & Management, pp. 583-600. UK, Blackwell Publishing Ltd.
- Bernstad, A., Malmquist, L., Truedsson, C., & la Cour Jansen, J. (2013) Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste. Waste Management 33: 746–54.
- Boldrin, A. & Christensen, T.H. (2010) Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus (Denmark). Waste Management 30: 551-557.
- Bruun, S., Hansen, T. L., Christensen, T. H., Magid, J. & Jensen, L. S. ( 2006) Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land – a scenario analysis. Environmental Modeling & Assessment 11: 251-265.
- Carlsson, M., Holmström, D., Lagerkvist, A. & Bisaillon, M. (2013) Förbehandling av biogassubstrat i systemanalys. Waste Refinery, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, Borås.
- Clavreul, J., Baumeister, H. & Christensen, T. H. (2014) An environmental assessment system for environmental technologies. Environmental Modelling and Software 60: 18-30.
- Dreicer, M., Tort, V. & Manen, P. (1995): ExternE, Externalities of Energy, Vol. 5 Nuclear, Centre d'étude sur l'Evaluation de la Protection dans le domaine nucléaire (CEPN), redigeret af Europa-Kommissionen, GD XII for Videnskab, Forskning og Udvikling, JOULE, Luxembourg
- Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O. & Finnveden, G. (2007) What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. Waste Management. 27: 989–96.
- EU-kommissionen (2011) Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union; 2011.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinee, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D. & Suh, S. (2009) Recent developments in life cycle assessment. Journal of Environmental Management 91: 1-21.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G. Dones, R., Hirschier, R., Hellweg, S., Humbert, S., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M. & Nemecek, T. (2007) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods Data v2.0 (2007) Ecoinvent report No. 3, Dübendorf.
- Gentil, E., Christensen, T.H. & Aoustin, E. (2010) Greenhouse gas accounting and waste management. Waste Management & Research 27: 696-706.
- Ivask, M. (1999) Caloric value of Norway spruce organs and its seasonal dynamics. Baltic Forestry 1: 44-49.

Jacobsen, J.B., Møller, J., Kromann, M., Neidel, T.L. & Jensen, M.B. (2013) Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation. Miljøprojekt nr. 1458, Miljøstyrelsen.

Lissens, G., Klinke, H., Verstraete, W., Ahring, B. & Thomsen, A.B. (2004) Wet oxidation pre-treatment of woody yard waste: parameter optimization and enzymatic digestibility for ethanol production. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 79: 889–895 (online: 2004). DOI: 10.1002/jctb.1068. Miljøstyrelsen (2011) Affaldsstatistik 2009 og Fremskrivning af affaldsmængder 2011-2050. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4 2011, Miljøstyrelsen.

Møller, J., Andersen, J.K., Christensen, T.H., Nielsen, M.P., Bruun, S. & Jensen, L.S. (2011) Miljøvurdering af udbringning af haveparkaffald på landbrugsjord. Rapport udarbejdet for Vestforbrænding A/S og AffaldVarme, Århus.

NaturErhvervsstyrelsen (2015) Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2014 til 31. juli 2015. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H., L., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., Meent, D & Hauschild, M. Z. (2008) USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13: 532-546.

## **Fremstilling af et højværdisubstrat til biogasproduktion ved sampulping af have/parkaffald og kildesorteret organisk dagrenovation vha. Ecogi-teknologien**

Rapporten beskriver, hvordan det er muligt at sammenblende have/parkaffald med kildesorteret organisk affald (KOD) og producere en biopulp, der kan anvendes til biogasanlæg.

Rapporten består af en hovedrapport, hvor de væsentligste metodeaspekter, forudsætninger, resultater og konklusioner fra fuldskalaforsøg er beskrevet. Herudover er der en beskrivelse af de laboratorieforsøg, der er udført for at bestemme biogaspotentialitet i biopulpen samt en LCA af sampulpingen af have/parkaffald og KOD.

Projektet har vist, at der er muligt at behandle have/parkaffald sammen med KOD i Ecogi-anlægget, uden at der tabes mere end 14% af biomassen til rejekt. Projektet har vist, at have/parkaffald, der indsamles på genbrugspladser og køres til oparbejdning, begynder at kompostere så hurtigt, at det meste af det letomsættelige organiske materiale er omsat og optræder som mineraler allerede inden, det behandles i anlægget, hvilket kan medføre risiko for sediment i rør og tanke.

Have-parkaffald, der indsamles i spande direkte ved husstanden, har ikke samme askeindhold som have/parkaffald fra genbrugspladser. Det anbefales ud fra et driftsteknisk synspunkt, at andelen af have/parkaffald i biopulpen holdes under 25%.



Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)